
Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles

Autoría

Realización

Grupo de Hidrología Subterránea
Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental
Universidad Politécnica de Cataluña
Barcelona

Supervisión

Cetaqua (Damián Sánchez)

Autor del informe

Emilio Custodio
Catedrático Emérito. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC).
Correspondiente de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

Gestión técnico-administrativa

Daniel Fernández García
Profesor DECA/ETSECCPB, UPC.

Apoyo técnico

Jordi Sánchez Vila
Administración y Servicios, UPC.

Lemas

Leonardo da Vinci:
"Cuando tengas algo que hacer con el agua, consulta primero la experiencia y luego da paso a la razón"

Koichiro Matsuura
"El agua no se agota si se extrae del pozo de la sabiduría humana"

ISBN

978-84-9880-687-8

Primera edición: Diciembre de 2017

© Emilio Custodio, 2017

© Iniciativa Digital Politécnica, 2017

Oficina de Publicacions Acadèmiques Digitals de la UPC Jordi
Girona 31,
Edifici Torre Girona, Planta 1, 08034 Barcelona
Tel.: 934 015 885
www.upc.edu/idp
E-mail: info.idp@upc.edu

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra sólo puede realizarse con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista en la ley.

Personas que han contribuido

por orden alfabético de apellidos

José Miguel **Alonso** Blanco. OFITEC2011. Apoyo a Junta C Acuífero Sierra Gádor
José Miguel **Andreu** Rodes. Prof. Universitat d'Alacant
Jesús Omar **Aparicio**. Doctorando, Dep. Ing Civil Amb. U. Politéc. Cataluña
Bruno J. **Ballesteros** Navarro. Director Unidad Territorial IGME. Valencia
Alfredo **Barón** Peris. Exjefe de servicio. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
Julio **Berbel**. Prof. Economía Agraria. Universidad de Córdoba
Nuria **Boluda** Botella. Prof. Universitat d'Alacant
María del Carmen **Cabrera** Santana. Prof. Universidad de Las Palmas GC
Lucila **Candela** Lledó. Prof., Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona
Xavier **Carreras**. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
Jordi **Castelló** Rodríguez. Director de Producción. Aguas de Barcelona
Margalida **Comas** Colom. Estudios Planif. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
Rosa María **Corp**. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
Tatiana **Cruz** Fuentes. Universidad de Las Palmas GC
Andrés **Cuadrado**. Presidente Junta Central Acuífero Sierra de Gádor
África **de la Hera** Portillo. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid
María Dolores **de Miguel** Gómez. Prof. Universidad Politécnica de Cartagena
Alberto **del Villar**. Prof. de Economía. Universidad de Alcalá de Henares
Juan Manuel **Díez** de la Fuente. Exgerente Comunidad Aguas Unión–Norte. Tenerife
Braulio **Domínguez**. Presidente Comunidad Aguas Unión–Norte. Tenerife
Patricia **Domínguez** Prats. Jefe Unidad Territorial del IGME en Almería
Antonio **Embid** Irujo. Prof. de Derecho. Universidad de Zaragoza.
Vicente **Embou**. Comunitat General d'Usuaris de La Vall d'Uixó.
Teodoro **Estrela** Monreal. Jefe Planif. Conf. Hidrogr. Júcar. Valencia
Isabel **Farrugia** de la Rosa. Jefe Dto. Recur. Subt.. Consejo Insular Aguas TF
Jaume **Femenías** Blanch. EMAYA. Palma de Mallorca
José **Fernández** Bethencourt. Exgerente Consejo Insular Aguas de Tenerife
Miguel **Fernández** Mejuto. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante.
Javier **Ferrer** Polo. Comisario de Aguas. Conf. Hidrográfica Júcar. Valencia
Juan **Fornés** Azcoiti. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid
Josep **Fraile**. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
Llorenç Sebastià **Galmés** Verger. Batlle de Santanyí
Joana Mª **Garau**. Directora General Recursos Hídricos. Govern Balear
José Luis **García** Aróstegui. Unidad Territorial del IGME en Murcia
Jesús **García** Martínez. Jefe Planificación. Conf. Hidrográfica del Segura
Cecilia **García** Reino. Consejo Insular de Aguas de Tenerife
Joaquín **Gómez** Morte. Empresario de perforaciones. Las Palmas GC
Concha **González**. Exfuncionaria. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
Luis **González** Sosa. TAGUA, Tenerife
Juan **Grima**. Unidad Territorial del IGME en Valencia

José Luis **Guerra** Marrero. Exgerente Consejo Insular Aguas GC
 Juan Antonio **Hernández** Bravo. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante.
 Jorge **Hornero** Díaz. Unidad Territorial del IGME en Murcia
 Juan Mateo **Horrach** Torrens. Prof. Economía y Empresa. U. Mallorca
 Adolfo **Hoyos–Limón** Gil. Exdirector General Aguas Gobierno de Canarias
 Mireia **Iglesias** Carrera. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
 Miquel **Lliteras** Reche. Gest Ambiental. Asesor Ajuntament Santanyí. Mallorca
 Javier **López–Cepero** Rodríguez. Cooperativa del Plátano Canario. TF
 Luis **López de Ayala** y Aznar. Pozos Costa Tejina. Tenerife
 José M^a **López** García. Unidad Territorial del IGME en Baleares. Palma M
 Marisol **Manzano** Arellano. Prof. Universidad Politécnica de Cartagena
 Alejandro **Marín**. J. Ingeniería. NOVHIDRO. Torre Pacheco. Campo Cartagena
 Jairo **Martín** Mesa. Comunidad Pozo Costa Tejina. Tenerife
 Luis Fernando **Martín**. U. Las Palmas GC. CIAGC
 María **Martínez** Martínez. Pror. De Derecho. Universidad de Zaragoza
 Francisco Javier **Martínez** Rodríguez. Diputación Provincial de Almería
 Josep **Mas** Pla. Prof. Universitat de Girona. Institut Català Recerca de l'Aigua
 Jordi **Massana**. Técnico de la CUADLL. Prat de Llobregat. Barcelona
 Rosa M^a **Mateos**. Exjefe Unidad Territorial del IGME en Baleares. Palma M
 Jordi **Montaner** i Roviras. Geoserveis. Girona
 Carmen **Montoro** Caverro. Conf. Hidrográfica del Júcar. Valencia
 Pere Marc **Montserrat** Calbó. EMAYA. Palma de Mallorca
 Ignacio **Morell** Evangelista. Prof. U. Jaume I. Castelló de la Plana
 Enrique **Moreno** Deus. Ing. Consejo Insular Aguas de Gran Canaria
 Mònica **Ondiviela**. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
 Alfredo **Pérez**. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona
 Roberto **Poncela** Poncela. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife
 María **Pons** Montserrat. Regidora Ajuntament de Santanyí
 Luis Olavo **Puga** de Miguel. Prof. Univ. La Laguna. Exfunc. Gob. Canarias
 Antonio **Pulido** Bosch. Prof. Hidrogeología. Universidad de Almería
 Enric **Queralt** i Creus. Director CUADLL. Prat de Llobregat. Barcelona
 Juan **Reca**. Profesor Departamento de Agronomía. Universidad de Almería
 Dionisio **Rocha**. Expresidente Comunidad Regantes Las Galletas. Tenerife
 Sergio **Rodríguez**. Gerente Comunidad Aguas Unión–Norte. Tenerife
 Tomás **Rodríguez** Estrella. ExProf. Universidad Politécnica de Cartagena
 Luis **Rodríguez** Hernández. Jefe Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
 Miguel Juan **Rodríguez** Serrano. Extensión Agraria. S Lorenzo y Arona. TF
 Diana **Rodríguez** Suarez. ATHidrotècnia. Tamaraceite. Las Palmas GC
 Felipe **Roque** Villareal. Director Gerente ELMASA. S. Fdo. Maspalomas. GC
 Andrés **Sahuquillo** Herráiz. Prof. Emérito U. Politécnica de Valencia
 Jordi **Serra** Raventós. Prof. Geología Marina. Universitat de Barcelona
 Elzbieta **Skupien** Balon. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife
 Mariano **Soto**. Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena
 Hernán **Tejera**. Secretario General de ASAGA. Tenerife

Organismos que han aportado documentación específica

Agència Catalana de l'Aigua
 Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea.
 Barcelona
 Instituto Geológico y Minero de España

Índice general

Autoría	2
Personas que han contribuido	3
Índice general	5
Resumen general	9
General abstract	18
Abreviaturas más frecuentemente usadas	26
Notas generales	27
Capítulo 1. Introducción y contenido	28
1.1 Aspectos básicos sobre acuíferos costeros e intrusión marina	29
1.2 Generalidades sobre la explotación de acuíferos costeros	30
1.3 Objetivos y actuaciones	33
1.4 Fuentes de información	34
1.5 Realización del informe	35
1.6 Referencias	36
Capítulo 2. Acuíferos costeros, relaciones agua dulce–agua salada e intrusión marina. Consideraciones hidrodinámicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas	37
2.1 Introducción	40
2.1.1 Aspectos básicos y definiciones	40
2.1.2 Historia del conocimiento de la intrusión marina y textos básicos	43
2.1.3 Consideraciones generales	45
2.2 Principios básicos hidrodinámicos de las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros	45
2.2.1 Ley de Badon–Ghyben–Herzberg y corrección de Hubbert	45
2.2.2 Existencia de una zona de mezcla dinámica	46
2.2.3 Fórmula de Hubbert	49
2.2.4 Ecuaciones básicas del flujo y transporte en acuíferos costeros	51
2.2.5 Consideraciones sobre el flujo del agua subterránea con salinidad variable	54
2.2.6 Resolución analítica de las ecuaciones del flujo y transporte	56
2.2.7 Soluciones aproximadas de la profundidad de la interfaz y del flujo de agua dulce al mar con interfaz brusca y en régimen estacionario	57
2.2.8 Resolución numérica y simulación del comportamiento de los acuíferos costeros	58
2.2.9 Tiempo de tránsito del agua en un acuífero costero	64
2.3 Consecuencias hidrodinámicas de la explotación de los acuíferos costeros	66
2.3.1 Desplazamiento de la cuña de intrusión salina	66
2.3.2 Formación de conos de agua salada debajo de las captaciones	68
2.4 Características y comportamiento hidrogeoquímico de los acuíferos costeros	72
2.4.1 Aspectos hidrogeoquímicos	72
2.4.2 Aspectos isotópicos ambientales	89
2.4.3 Orígenes de la salinidad en acuíferos costeros	91
2.5 Aspectos hidrogeológicos de los acuíferos costeros	92
2.5.1 Variaciones del nivel del mar	92
2.5.2 Efecto de los cambios del nivel de mar y las fluctuaciones de las mareas	97
2.5.3 Recarga de los acuíferos costeros	102
2.5.4 Condicionamientos hidrogeológicos	104
2.5.5 Disposiciones geométricas que afectan a las relaciones agua dulce–agua salada	107
2.5.6 Karst litoral y manantiales costeros y submarinos	116
2.5.7 Sedimentación en deltas	124

2.6 Técnicas de estudio de las relaciones agua dulce–agua salada en las regiones costeras	126
2.6.1 Consideraciones generales	126
2.6.2 Geología	127
2.6.3 Reconocimientos geofísicos de superficie	129
2.6.4 Identificación remota de las descargas de agua dulce y salobre al mar	132
2.6.5 Perforaciones de reconocimiento	132
2.6.6 Obtención y medida de niveles piezométricos	133
2.6.7 Muestreo del agua subterránea	136
2.6.8 Registros geofísicos en sondeos	137
2.6.9 Observación y control	139
2.7 Agradecimientos	140
2.8 Referencias	140

Capítulo 3. Acuíferos costeros españoles insulares y del mediterráneo peninsular. Consideraciones hidrodinámicas, hidrogeológicas e hidroquímicas	173
3.1 Introducción y situación general en España	178
3.1.1 Introducción general	178
3.1.2 Situación general	179
3.1.3 Información general	181
3.1.4 Desalinización y desalobración	183
3.1.5 Referencias generales sobre los acuíferos costeros españoles	185
3.2 Acuíferos costeros de Cataluña	187
3.2.1 Consideraciones generales sobre los acuíferos costeros de Cataluña	187
3.2.2 Acuíferos catalanes al norte de Barcelona	192
3.2.3 Acuíferos de la Vall Baixa y Delta del Llobregat: El Baix Llobregat	209
3.2.4 Acuíferos costeros de Cataluña al sur de Barcelona	224
3.2.5 Agradecimientos	232
3.2.6 Referencias sobre los acuíferos costeros de Cataluña	233
3.3 Los acuíferos costeros en la Comunidad Valenciana	245
3.3.1 Consideraciones generales	245
3.3.2 Acuíferos costeros de la provincia de Castelló	253
3.3.3 Planas de Valencia	266
3.3.4 Acuíferos costeros del sur de la provincia de Valencia y de Alicante (Alacant)	269
3.3.5 Agradecimientos	283
3.3.6 Referencias sobre los acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana	283
3.4 Cuenca del Segura y Región de Murcia	290
3.4.1 Acuíferos costeros y sus condiciones	290
3.4.2 Campo de Cartagena	292
3.4.3 Mar Menor	296
3.4.4 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Sierra de Cartagena	298
3.4.5 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Mazarrón	298
3.4.6 Inyección de aguas salinas	299
3.4.7 Agradecimientos	301
3.4.8 Referencias sobre los acuíferos costeros de Murcia	301
3.5 Acuíferos costeros mediterráneos andaluces	304
3.5.1 Aspectos generales	304
3.5.2 Acuíferos costeros orientales de Almería	307
3.5.3 Poniente Almeriense: Campo de Dalías–Sierra de Gádor	323
3.5.4 Acuíferos costeros de Granada y Málaga	336
3.5.5 Agradecimientos	352
3.5.6 Referencias sobre los acuíferos costeros mediterráneos andaluces	352
3.6 Los acuíferos costeros de las Illes Balears	367
3.6.1 Consideraciones generales	367
3.6.2 Isla de Mallorca	372
3.6.3 Isla de Menorca	385
3.6.4 Isla de Eivissa (Ibiza)	390
3.6.5 Isla de Formentera	393
3.6.6 Agradecimientos	394
3.6.7 Referencias sobre los acuíferos costeros de Baleares	394

3.7 Archipiélago de Canarias	397
3.7.1 Consideraciones generales	397
3.7.2 Islas orientales: Lanzarote y Fuerteventura	401
3.7.3 Isla de Gran Canaria	403
3.7.4 Isla de Tenerife	420
3.7.5 Islas occidentales: La Palma, La Gomera y El Hierro	426
3.7.6 Agradecimientos	430
3.7.7 Referencias sobre los acuíferos costeros canarios	430
ANEJO A3.1 Los acuíferos costeros en los Planes Hidrológicos	436
A3.1.1 Introducción	436
A3.1.2 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de Catalunya	437
A3.1.3 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Ebro	451
A3.1.4 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Júcar	451
A3.1.5 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Segura	453
A3.1.6 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas	455
A3.1.7 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica en Ceuta y Melilla	461
A3.1.8 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica en las Illes Balears	461
A3.1.9 Plan Hidrológico Insular de Lanzarote	463
A3.1.10 Plan Hidrológico Insular de Fuerteventura	465
A3.1.11 Plan Hidrológico Insular de Gran Canaria	466
A3.1.12 Plan Hidrológico Insular de Tenerife	469
A3.1.13 Plan Hidrológico Insular de La Palma	469
A3.1.14 Plan Hidrológico Insular de La Gomera	470
A3.1.15 Plan Hidrológico Insular de Hierro	470
ANEJO A3.2 La surgencia sub-marina de “La Falconera” (Garraf; costa catalana)	471
Capítulo 4. Aspectos medioambientales de los acuíferos costeros	478
4.1 Consideraciones generales	480
4.2 Importancia de los humedales costeros	481
4.3 Descarga de agua subterránea al mar	484
4.4 Efectos en el acuífero por cambio de las condiciones en el territorio costero	488
4.5 Efectos ambientales en las aguas litorales	489
4.6 Efecto del incremento del nivel del mar	492
4.7 Efectos ambientales costeros en relación con el cambio climático y global	493
4.8 Humedales costeros relevantes de la costa mediterránea e insular española	494
4.9 Agradecimientos	510
4.10 Referencias	510
Capítulo 5. Marco legal de las aguas subterráneas costeras en España	520
5.1 Consideraciones generales	522
5.2 La Ley de Aguas española y las aguas subterráneas	522
5.3 Consideración de la intrusión marina en la legislación de aguas española	526
5.4 La legislación de aguas española y la protección de los acuíferos costeros contra la salinización	529
5.5 La Directiva Marco del Agua europea y los acuíferos costeros	531
5.6 Agradecimientos	533
5.7 Referencias	534
Capítulo 6. Aspectos económicos de los acuíferos costeros	536
6.1 Consideraciones generales	539
6.2 Consideraciones sobre el coste del agua subterránea	541
6.3 Externalidades negativas asociadas a las aguas subterráneas y a los acuíferos costeros	543
6.4 Coste de la energía asociada a las aguas subterráneas	544
6.5 Aspectos económicos de las fuentes alternativas de agua	545
6.5.1 Desalinización del agua del mar	545
6.5.2 Desalinización del agua salobre (desalobración)	546
6.5.3 Regeneración de aguas usadas (reutilización)	547
6.6 Costes, precios y tarifas del agua y del agua subterránea en las áreas costeras mediterráneas e insulares españolas	549
6.7 Tasación de la explotación del agua subterránea	553
6.8 Modelación para optimización económica de la explotación de un acuífero costero	554
6.9 Agradecimientos	555
6.10 Referencias	555
ANEJO A6 Fundamentos de un modelo socio–económico–ecológico que considera el efecto de la extracción de agua subterránea sobre la productividad orgánica marina	562

Capítulo 7. Gestión técnica y administrativa de los acuíferos costeros	564
7.1 Introducción	567
7.2 Conocimiento y modelos conceptuales de flujo y de intrusión marina	570
7.3 Actuaciones de observación y control	571
7.4 Recuperación de la descarga de agua dulce al mar	573
7.5 Captación de agua subterránea en acuíferos costeros	574
7.6 Captación de agua de manantiales kársticos costeros	577
7.7 Aspectos técnicos estructurales y semiestructurales de gestión de los acuíferos costeros	580
7.7.1 Consideraciones generales	580
7.7.2 Métodos estructurales o semiestructurales de prevención y control de la intrusión marina: recarga artificial y bombeo de agua salobre	581
7.7.3 Métodos estructurales de prevención y control de la intrusión marina: barreras para limitar la intrusión marina	582
7.8 Los acuíferos costeros como fuente de agua para desalinización y desalobración	586
7.8.1 Procesos de reducción de salinidad	586
7.8.2 Alimentación de agua salobre y salada de los acuíferos costeros	588
7.8.3 Captación de aguas salobres y salinas de los acuíferos costeros	590
7.8.4 Explotación de aguas salinas y salobres en los acuíferos costeros españoles	593
7.9 Métodos no estructurales de prevención y control de la intrusión marina	596
7.10 Indicadores y riesgo de intrusión marina	598
7.11 Gestión de carácter administrativo	602
7.12 Gestión de la explotación de agua subterránea en los acuíferos costeros españoles	606
7.13 Agradecimientos	615
7.14 Referencias	615
Capítulo 8. Aspectos sociales en relación con los acuíferos costeros españoles	627
8.1 Consideraciones generales	630
8.2 Gobernanza	631
8.3 Relación gobierno–usuarios	634
8.4 Aspectos sociales organizativos en acuíferos costeros	635
8.5 Implicaciones administrativas y de política del agua	639
8.6 Instituciones y aspectos institucionales en relación con los acuíferos costeros	641
8.6.1 Aspectos generales	641
8.6.2 Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas en los acuíferos costeros	642
8.6.3 Instituciones de gestión del agua subterránea en acuíferos costeros españoles	644
8.7 Transacciones, comercio y mercados de agua subterránea en acuíferos costeros españoles	647
8.8 Implicaciones sociales de carácter ambiental	650
8.9 Sociedad civil y transparencia	653
8.10 Consideraciones éticas y morales	654
8.11 Agradecimientos	656
8.12 Referencias	657
Capítulo 9. Entrevistas	664
Capítulo 10. Cuestionarios y aportaciones específicas	751
10.1 Introducción y comentarios	752
10.2 Respuestas a los cuestionarios	752
10.2.1 Delta del Llobregat, Barcelona. Enric Queralt y Jordi Massana	752
10.2.2 Mitad meridional de la Plana de castellón. Ignacio Morell Evangelista y Bruno J. Ballesteros Navarro	759
10.2.3 Demarcación Hidrográfica del Júcar. M. Carmen Montero Caverio	762
10.2.4 Canarias Occidentales: Tenerife, La Palma y La Gomera. Elzbieta Skupien Balon	767
10.2.5 Canarias Occidentales. Roberto Poncela Poncela	772
10.3 Aportación específica 1. Las estrategias hidráulicas en la isla de Tenerife.	784
10.3.1 Notas al pie	806
10.4 Aportación específica 2. Aguas subterráneas e intrusión marina en el Campo de Dalías: cuatro décadas de estudios por el IGME.	810
ANEJO A10.1.- Cuestionario original	840
Capítulo 11. Resultados generales y conclusiones	846

Resumen general

Introducción

Este informe tiene por objetivo una recopilación ordenada y clasificada de la documentación e información que se ha podido obtener sobre la salinización de los acuíferos costeros enfocada a las áreas costeras mediterráneas españolas de la Península Ibérica y los archipiélagos de Baleares y Canarias. No se trata de una recopilación ni exhaustiva ni detallada, sino la que permite evaluar los principales problemas bajo sus distintos aspectos: hidrológicos, hidrogeológicos, económicos, administrativo- legales, sociales, ambientales y éticos, dentro de las limitaciones de tiempo y de recursos económicos.

La documentación recopilada es extensa y se refleja en las referencias de cada capítulo y en el contenido de las entrevistas del Capítulo 9 y en las repuestas a

preguntas y aportaciones singulares del Capítulo 10. La información es variable según las áreas, en función de las circunstancias, tales como antigüedad del conocimiento de los problemas, importancia de los mismos y estudios realizados por organismos de la administración pública, las empresas y las instituciones universitarias y de investigación.

A los aspectos hidrogeológicos de los acuíferos considerados se dedica el Capítulo 3 pero, para ponerlos en perspectiva y fundamentar el análisis en el Capítulo 2, se recoge y sintetiza además el conocimiento y la información de carácter general. En los otros Capítulos, en primer lugar se presentan los aspectos generales temáticos para después considerarlos para los acuíferos costeros españoles.

Aspectos hidrogeológicos básicos

La intrusión marina en los acuíferos costeros es un fenómeno natural debido a la mayor densidad del agua del mar. Se puede modificar y agudizar por la explotación del agua subterránea, las acciones sobre el territorio que reduzcan la recarga a los acuíferos y las obras costeras que supongan drenajes y modificación de las permeabilidades. Basta un 2 a 3% de agua marina mezclada con agua dulce para hacer al agua resultante inútil para la mayoría de usos si no se diluye o se le aplican costosos procesos de reducción de la salinidad, los que conllevan un gran consumo de energía.

La intrusión marina es una característica de detalle de los acuíferos costeros, que puede afectar a una parte pequeña o a gran parte del acuífero, según las condiciones hidrogeológicas.

El tránsito entre el agua dulce y el agua salada en un acuífero costero puede variar entre brusco (interfaz) y una bien desarrollada zona de mezcla. La cuantificación de las situaciones complejas en general requiere resolver la ecuación del flujo de agua junto con la de transporte de salinidad mediante modelos numéricos, aplicando condiciones de contorno apropiadas.

La explotación de un acuífero costero supone alteraciones importantes de las condiciones de flujo y por lo tanto de las relaciones entre el agua dulce y el agua salada y en el desarrollo de la zona de mezcla. Se produce un desplazamiento lateral de la cuña de intrusión marina y en general un aumento de la anchura de la zona de mezcla, además de la formación de conos salinos ascensionales cuando se encuentra agua salada bajo las captaciones y drenes.

Las consideraciones hidrogeoquímicas de las relaciones agua dulce–agua salada tienen gran importancia para caracterizar la intrusión marina y su evolución y para tratar de identificar el origen de la salinidad cuando esta es distinta de la producida por la mezcla del agua dulce con el agua marina. Buena parte de las situaciones complejas de los acuíferos costeros pueden explicarse preliminarmente mediante estudios hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales.

En general, los acuíferos costeros españoles son geológicamente complejos. Muchos de ellos son el resultado de la sedimentación litoral bajo la influencia del nivel del mar a lo largo del tiempo y en especial de los 120 m de ascenso del nivel del mar hace unos 11.000 años. Otros están en formaciones carbonatadas notablemente karstificadas muy heterogéneas, que responden a procesos de desarrollo muy ligados a la evolución del nivel del mar. Se requiere una

buena comprensión de los procesos asociados para establecer un modelo conceptual de funcionamiento básico, para después añadir las particularidades que permiten interpretar el efecto de las heterogeneidades de detalle, cambios del nivel del mar y efectos de las extracciones de agua, que afectan en gran manera a las relaciones agua dulce–agua salada y a la existencia de agua salina de épocas pasadas.

El detalle requerido para el buen conocimiento de las relaciones agua dulce–agua salada en acuíferos costeros raramente existe y los recursos para su estudio pocas veces están disponibles. Por lo tanto hay que extraer la mejor información de detalle de los datos y reconocimientos de que se dispone, con el apropiado soporte de la geología, hidrodinámica e hidroquímica, utilizando los fundamentos de física y los conocimientos matemáticos como apoyo.

Acuíferos costeros españoles mediterráneos e insulares

A lo largo del litoral español mediterráneo e insular hay 95 masas de agua subterránea (MASb). En 56 de ellas se ha apreciado algún problema de salinización por efecto marino, aunque no siempre está claro el origen de la salinidad. El número de acuíferos costeros identificables como afectados por problemas de salinización es mayor. En la mayoría de ellos se tiene alguna información sobre la situación de salinización, aunque lo más frecuente es que sea circunstancial y basada en datos ocasionales de algunas captaciones. Sólo en unos pocos acuíferos se dispone de estudios específicos y en menos de 10 se tiene conocimiento de detalle.

La presión humana en el área costera española para abastecimiento urbano, industrial y turístico y en especial para riego es muy elevada, lo que ha creado y crea problemas notables de salinización. Estos problemas aparecieron ya de forma aguda en la década de 1950 en el Delta del Besós y en la de 1960 en el Delta del Llobregat. Después fueron apareciendo en otras áreas entre 1970 y 1990. Se tuvieron serios problemas de abastecimiento a población por alta salinidad en muchos lugares, como Tarragona, Palma de Mallorca, Eivissa (Ibiza), la Marina Alta d'Alacant y Telde (en Gran Canaria). Algunos problemas de salinización subsisten mientras otros han remitido, en parte por abandono de captaciones de agua subterránea tras haber aportado a las áreas afectadas recursos de agua superficial

propia o importada, traslado de la explotación de aguas subterráneas a áreas más alejadas de la costa, desalinización de agua del mar y riego con agua residual regenerada. Esto ha supuesto inversiones económicas considerables, alto coste de operación y abandono de recursos de agua subterránea locales, además de tener que mantener subsidios en algunos casos.

Tanto el hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas como el Instituto Geológico y Minero de España, por sí mismos o conjuntamente con otros organismos públicos, hicieron un gran esfuerzo de estudio de los acuíferos costeros y de establecimiento de redes de observación entre 1960 y 1990, al tiempo que lo hacían también algunos grupos universitarios. Este esfuerzo ha ido decayendo desde el año 2000, de modo que el nivel de observación y estudio actual es una fracción de lo que fue. Así, en algunos acuíferos no se dispone de nuevos datos o los que se tienen no bastan para la caracterización de la intrusión marina. Esto lleva a desaprovechar el potencial de los acuíferos costeros como fuentes de agua dulce permanente y como fuente de agua en emergencias y en sequías.

No hay una clara política de cómo aplicar eficazmente lo dispuesto en la Directiva Marco del Agua europea más allá de intentar que las MASb en mal estado pasen a estar en buen estado cuantitativo y cualitativo. Sin embargo, las actuaciones necesarias pueden

suponer en determinados casos esfuerzos excesivos, costes desproporcionados y en algunos casos tiempos muy dilatados, que pueden estar poco justificados socialmente. Estos aspectos requieren mayor estudio y decisiones de cómo actuar.

La notable intrusión marina en el delta de La Tordera (Girona) se ha controlado con el aporte de una planta de desalinización de agua marina.

En el delta del Llobregat, el control de la intrusión marina ha sido objeto de acciones de gestión desde finales de la década de 1940, con recarga artificial, aporte de agua externa y recientemente con la operación temporal de una barrera hidráulica para control de la intrusión marina. También se han realizado desde la década de 1960 continuados estudios de los mecanismos y condiciones de la intrusión marina. Las acciones de gestión se apoyan en un modelo de simulación. Aunque la explotación ha disminuido notablemente, el acuífero es una pieza clave para la garantía del abastecimiento del Área Metropolitana de Barcelona. En el delta del Llobregat se inició en 1975 la primera Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS).

En el entorno costero de la Serra d'Irta, entre Peníscola (Peñíscola) y Alcossebre, se produce una notable descarga de agua dulce al mar. En la Plana de Castelló, la salinización de La Vall d'Uixó ha mejorado por redistribución de las captaciones y su traslado más hacia el interior. La existencia de una Comunidad General de Usuarios juega un papel relevante.

Se han producido notables problemas de salinización en la Marina Alta, por extracciones, sólo parcialmente resueltos a partir de desalinización. En el área de Calpe–Benissa existe la importante descarga al mar de El Moraig–Toix.

Hay notables problemas de aguas salobres en el Campo de Cartagena, pero su origen principal es por retorno de riegos. Pero la descarga en el Mar Menor está creando serios problemas de calidad del agua de la laguna.

Se han realizado estudios de detalle en el Delta del Andarax (Almería), en buena parte en relación con la captación de agua marina mediante pozos para alimentar a la planta desalinizadora. Estos estudios se centran en la fracción de agua dulce que se mezcla con el agua marina infiltrada y los cambios químicos.

En el Campo de Dalías–Sierra de Gádor, donde hay una elevada extracción de agua subterránea para abastecer Almería y muy especialmente a la intensiva agricultura en invernaderos del área, se está produciendo una lenta pero progresiva salinización. Se han realizado numerosos y detallados estudios, pero la caracterización y control de la intrusión marina es aún insuficiente dada la complejidad hidrogeológica, la gran potencia de las formaciones y una escasa regulación.

La situación en Baleares varía de una isla a otra. Las aguas subterráneas son el único recurso de agua natural significativo. Se ha adicionado la desalinización de agua de mar, pero la operatividad de parte de las plantas es actualmente pequeña por problemas de inversiones y de gestión. La regeneración de aguas usadas es aún incipiente, pero en aumento. En las formaciones carbonatadas, en especial en las calcarenitas miocenas y calizas mesozoicas de Mallorca y Eivissa, la intrusión marina puede ser importante y penetrante. En Menorca, los problemas de salinización se limitan a los extremos de las formaciones predominantemente calcareníticas arrecifales del Migjorn, en especial en Ciutadella y parcialmente en los alrededores de Maó.

En Canarias, los problemas principales de salinización de los acuíferos volcánicos y volcano–clásticos se producen en partes de la costa de Gran Canaria, en especial en Telde–Vecindario. Se han realizado algunos estudios de detalle. En Tenerife no hay actualmente problemas específicos serios de salinización costera pero es a cambio de permitir que una importante fracción de la recarga se descargue al mar a lo largo de la costa. Esta salida al mar, importante en Tenerife, algo menos en Gran Canaria y posiblemente alta en La Palma, está poco caracterizada y no hay experiencia sobre cómo lograr su mayor aprovechamiento. En Fuerteventura y Lanzarote, dominan las aguas subterráneas salobres, pero su origen es climático. No hay explotación significativa de agua subterránea en Lanzarote, pero es importante a nivel rural en Fuerteventura, donde además existen en profundidad aguas marinas relictas. En El Hierro hay una notable salinización natural en el acuífero de El Golfo.

Algunos acuíferos costeros españoles contienen agua salobre natural o por intrusión marina antropogénica que se puede utilizar tras su desalobración en plantas de ósmosis inversa o de electrodiálisis reversible. Hay una gran experiencia en España.

La captación de agua marina para alimentar plantas de desalinización a través de acuíferos costeros salinizados, mediante captaciones en la costa, es una alternativa real y económica a la captación directa del agua del mar. Pero, puede haber limitaciones en cuanto a caudales captables a largo plazo, composición química,

posible mezcla con agua dulce continental e interferencias ecológicas y con otros usuarios del acuífero. Es difícil evitar que haya cierto grado de mezcla con agua dulce. Esto consume un recurso que afecta al balance del acuífero. Existen notables realizaciones en España.

Aspectos ambientales

Las áreas costeras presentan particularidades medioambientales por tratarse de una franja continental bordeada por el mar y el océano en la que se depositan sedimentos, se producen complejas interacciones tierra-mar-aire, los procesos biológicos suelen ser muy relevantes y está sometida a las fluctuaciones del nivel del mar en el pasado y actualmente debido a su lento y progresivo aumento. Tienen una notable importancia humana como asentamiento poblacional y de turismo, de producción terrestre, marina y litoral de alimentos, de ocupación industrial, de posible generación energética y de transporte terrestre y marítimo.

En la costa española mediterránea e insular son frecuentes los humedales costeros que dependen parcial o totalmente de agua subterránea, con un amplio abanico de tipologías naturales y artificiales. Proporcionan muchos servicios ecológicos importantes para la economía local. El entendimiento de la interacción agua subterránea-agua marina-humedal en su contexto general y en el local requiere un modelo hidrológico-hidrogeológico conceptual con el que enmarcar su conservación y protección. Se trata de humedales de pequeño y mediano tamaño, con dos de mayor tamaño: Delta de l'Ebre y Mar Menor. Todos ellos están considerados de algún modo en los Planes Hidrológicos de las distintas Demarcaciones Hidrográficas, aunque no se llega a detallar su valor y servicios ecológicos.

La descarga de agua subterránea al mar, que es una mezcla de agua continental o insular con agua marina, tiene un importante papel ecológico en el litoral y modifica la composición de las aguas costeras inmediatas. Esta descarga puede ser relevante en cuanto al mantenimiento de ecosistemas y de sus servicios, como es la pesca de especies singulares. Aunque se trata de

algo relevante en las costas españolas, apenas ha sido valorado. Se sigue hablando de "pérdida de agua dulce al mar" para calificar a la descarga de agua continental o insular en la costa, que es una visión errónea y sesgada por un utilitarismo inmediato.

Los cambios actuales y potenciales en la costa generan riesgos asociados de contaminación salina, de nitratos y de otros solutos, una disminución de las funciones de soporte de los ecosistemas y una pérdida de sus servicios.

Las descargas de agua subterránea de un acuífero costero pueden suponer aportes de nutrientes, principalmente nitrato y fósforo. Las aguas marinas pueden ser deficitarias en los mismos o contenerlas en exceso, como en el caso de acuíferos con notable contaminación agrícola o urbana. A veces se tiene la capacidad de producir grandes crecimientos de algas que afectan a la calidad de las aguas litorales y a su productividad. Tal es el caso del Mar Menor, en Murcia. La explotación del acuífero costero y las acciones de drenaje, construcción o transformaciones en el litoral modifica esos aportes. Es un aspecto frecuentemente ignorado en las áreas costeras españolas o no reconocido por la lentitud con que aparecen las consecuencias.

El vertido de salmueras residuales de las plantas costeras de desalinización de agua marina y de desalobración de agua subterránea local pueden tener un efecto negativo notable si no se diluyen rápidamente en el mar o si se infiltran en el terreno. Crean problemas en los acuíferos y en humedales de numerosos lugares de la costa española, principalmente en el Campo de Cartagena-Mar Menor y en el Este de Gran Canaria

Aspectos legales y administrativos

Aunque la Ley de Aguas de 1985 y el posterior Texto Refundido de 2001 declaran que todas las aguas subterráneas en España son de dominio público, en la realidad sólo lo son aquellas cuyo aprovechamiento

fue solicitado posteriormente a 1985 y las que se han acogido a su registro como tales; el resto siguen como aguas privadas.

En la legislación de aguas, la intrusión marina es principalmente un problema de calidad del agua. Como la explotación de los acuíferos costeros afecta además a valores medioambientales, las Comunidades Autónomas tienen también competencias. No se considera que el caudal de agua dulce permanente extraíble de un acuífero costero es notablemente inferior a la recarga y depende de la ubicación de las captaciones y sus características, de las condiciones de explotación y de la deseable conservación ambiental en el litoral y en las aguas marinas litorales. Esto sólo se considera en algunos Planes Hidrológicos, de forma simplificada y como respuesta no de detalle a lo que dice la Directiva Derivada del Agua Subterránea europea de 2006 de que las alteraciones causadas por cambios en el nivel del agua subterránea no provoquen salinización u otras intrusiones ni indiquen una tendencia continua inducida por la actividad humana que pueda dar lugar a tales intrusiones.

Aspectos económicos

La explotación de los acuíferos produce beneficios económicos y sociales pero también tiene costes directos e indirectos que afectan a terceros, a la sociedad en general y al medio ambiente y sus servicios ecológicos. En los acuíferos costeros se añaden las externalidades negativas causadas por la posible salinización.

En muchos acuíferos costeros españoles no hay disponibilidad de otras fuentes de agua que no sean las del propio acuífero. Esto conlleva inversiones económicas para evitar la salinización y aplicar normas de gestión que preserven su cantidad y calidad. Los costes derivados deberían ser cubiertos por los usuarios, pero no se hace en la realidad. En los acuíferos costeros afectados por salinidad, las aguas subterráneas pueden requerir substituciones de fuentes de agua, mezclas con aguas de mejor calidad o desalobración, lo que tiene un coste elevado.

En áreas con acuíferos costeros que tienen recursos de agua baratos de otro origen, pero no seguros, el agua subterránea es el complemento que aporta seguridad de disponibilidad de agua. En estos casos, los que disponen de pozos tienen una ventaja competitiva sobre los que no tienen, a la que no suelen estar dispuestos a renunciar sino con compensaciones suficientes.

En España existen algunas redes públicas de observación de los acuíferos costeros desde hace más 30 años, aunque hay periodos sin mediciones. Estos datos se han hecho más escasos e irregulares desde el inicio de la década del 2000, aunque hay algunas excepciones.

La relativa poca consideración de los acuíferos costeros en la legislación española es debida en parte a que se trata de situaciones concretas en un ámbito reducido, que no tienen cabida en una norma general si no es a través de conceptos más amplios que los engloben, como es el buen estado de los acuíferos. Pero en parte es también debido a que, aun afectando a áreas muy pobladas y económicamente importantes, se trata de aguas que en buena parte continúan en el dominio privado y con múltiples actores y por lo tanto con métodos de gestión que las autoridades del agua no acaban de manejar bien. Prefieren resolver los problemas mediante oferta de agua substitutiva, lo que es además políticamente más atractivo, aunque con costes añadidos

Para tratar de solucionar los problemas habituales, con frecuencia se aplican subsidios directos o indirectos, a veces encubiertos. Suelen producir una distorsión económica y llevan a un ineficaz uso del agua de un acuífero. Sin embargo, pueden ser instrumentos económicos y sociales convenientes en ciertos casos, como incentivos o como correctores, si los objetivos están claramente definidos, la aplicación bien controlada y el tiempo de validez no es prorrogable. Una forma sutil de subvención es la no consideración de la degradación de las funciones y servicios de los ecosistemas afectados y la salinización de otras captaciones, cuyos costes repercuten en buena parte sobre terceros que no participan de los beneficios de la actividad económica y sobre la sociedad en general. Son aspectos que en general se soslayan.

En situaciones de escasez de agua en un área costera, las alternativas de abastecimiento que se están aplicando en España son la importación de agua desde otros lugares, la desalinización de agua del mar y la reutilización (regeneración) de aguas usadas, además de la puesta en uso de aguas subterráneas locales salinas mediante mezcla o por tratamiento físico o fisicoquímico de desalobración. Todo esto supone un incremento del coste del agua disponible en el lugar de uso. Este incremento es aceptable para el abasteci-

miento humano y las actividades turísticas e industriales no intensivas en agua, pero no para la agricultura, salvo cuando es de alto rendimiento, como es el caso de numerosas explotaciones del Sudeste español y de Canarias.

El pago por el agua en la agricultura intensiva de regadío de la costa mediterránea e insular española es una fracción pequeña del coste total de la explotación agrícola. No obstante, como buena parte de los insumos agrícolas están fuera del control del agricultor, además de los de venta de lo producido, el agua tiene un peso económico significativo en el margen neto que puede ser controlado parcialmente por el agricultor. Por esta razón se busca el agua más barata, incluso recurriendo a la mezcla de salinidades previa o secuencial que sea compatible con la calidad y la garantía de disponibilidad. Esto hace que el acuífero costero sea preferido como fuente de agua si no hay agua de importación barata. El aumento de la salinización del agua subterránea puede disminuir progresivamente el margen neto.

La consecuencia de usar el agua de menor coste o precio posible hace que las obras e instalaciones complementarias, como las plantas de desalinización de agua del mar o de tratamiento adicional para regeneración de aguas residuales, tengan utilización menor, a veces mucho menor, que la nominal y por lo tanto produciendo agua a un coste aún mayor. Para incentivar la mayor utilización de las instalaciones complementarias suele ofrecerse el agua a precios subvencionados que a veces no cubren ni los de operación. El déficit económico se paga con los impuestos generales. Es una distorsión económica.

El consumo energético tiene generalmente un peso importante en el coste del agua extraída en numerosos acuíferos costeros, en especial con pozos profundos. Este consumo energético se incrementa notablemente cuando se requieren tratamientos físico-químicos para reducir la salinidad del agua de pozos afectados por intrusión marina.

Los costes y los precios del agua subterránea tienen un amplio margen de variación, en función de la profundidad del nivel del agua durante la explotación, de los costes asociados a la puesta del agua a disposición del regante y del acondicionamiento y reposición de las captaciones, de la maquinaria y de las instalaciones de extracción, en especial cuando hay una progresiva degradación de la calidad del agua por intrusión marina

en acuíferos costeros. En buena parte de la costa mediterránea española son comunes costos/precios del agua subterránea entre 0,3 y 0,5 €/m³, según las circunstancias, mientras que en Canarias los precios más comunes son del orden de 0,5 €/m³, aunque en momentos de gran demanda pueden superar 1 €/m³.

Los efectos de salinización son más sensibles en el caso del abastecimiento, donde la posible pérdida de calidad y sus consecuencias sanitarias, sociales y en cuanto a la durabilidad de las instalaciones domésticas e industriales puede tener un efecto más importante que el pago por el agua. Sin embargo, la experiencia balear resta importancia a esta circunstancia en cuanto al turismo, que se soluciona mediante agua embotellada.

En las áreas costeras españolas, el agua superficial local o importada, si está disponible, puede ser más barata que el agua subterránea local. Pero si se consideran todos los costes, incluyendo los de transporte hasta el lugar de uso, y se eliminan las subvenciones directas e indirectas, es posible que la diferencia entre ambos costes se reduzca e incluso se invierta. Esto puede suceder incluso para el agua salobre subterránea con reducción de salinidad mediante tecnología de membranas, aunque el coste de la evacuación adecuada de las salmueras residuales puede ser un coste adicional importante, en general no considerado. El agua desalinizada y regenerada suele ser más cara, en especial si hay que elevarla, salvo que se ponga a disposición con importantes subsidios.

En el caso de abastecimiento urbano y turístico, en áreas costeras se suele preferir el agua suministrada en alta para disminuir los riesgos asociados a la calidad, aunque es frecuente mantener la posibilidad de cubrir puntas de demanda y averías con el agua de los acuíferos costeros locales. Mantener operativas estas captaciones, al tiempo que se protege y mejora el acuífero, es una medida deseable. Ya se está poniendo en práctica en Gran Canaria y Tenerife. Sin embargo, la fuerte reluctancia a aumentar las tarifas de suministro de agua, que es la situación habitual en España, hace que con frecuencia no se disponga de recursos económicos para mejorar la calidad y la seguridad ni para las reposiciones recomendables, salvo las reparaciones de emergencia. En los municipios con mayor problema de salinización de las aguas subterráneas por exceso de extracción y captaciones inadecuadas se tienen las mayores dotaciones por habitante a causa del mal estado de las redes de distribución, que no pueden

repararse al no poder aplicar tarifas altas por causa de la alta salinidad, como sucede en diversas áreas de las Islas Baleares. Parece que la población aceptaría incrementos de tarifas si en agua de distribución fuese

dulce ya que el mayor pago compensaría el coste de pronta reposición de instalaciones y de adquisición de agua embotellada

Aspectos de gestión técnica

La clásica pregunta de cuánta agua se puede extraer de un acuífero costero y con qué régimen, tiene una respuesta que no es sólo técnica sino que tiene notables connotaciones económico–sociales y ambientales, que pueden y suelen ser dominantes. La parte ambiental, en especial en lo que respecta al papel de la descarga de agua continental o insular en las aguas marinas litorales y de los estuarios, raramente se considera, pero es importante.

La explotación de un acuífero costero conlleva una mayor intrusión marina, que puede permitirse hasta cierto límite, que puede venir fijado por las afecciones a otros pozos de bombeo cuando el agua salada les alcanza o se extiende por debajo de los mismos. Puede permitirse una profunda intrusión marina a cambio de recuperar la mayoría del flujo de agua dulce al mar, pero es una situación costosa porque se requiere un cambio en el sistema de captaciones y de conducciones de agua por estar los pozos muy distribuidos y en la parte más alejada del mar del sistema acuífero. Esto es lo que sea realizado en parte en el acuífero costero de La Vall d'Uixó, en la Plana de Castelló. Pero hay que tener en cuenta que el flujo de agua dulce al mar es necesaria, además de por razones ambientales en el litoral, porque ayuda a mantener un cierto balance de sales en el acuífero.

La sustentabilidad del uso de un acuífero y la conservación de los valores ecológicos y de los servicios que se derivan puede requerir acciones de gestión, unas no estructurales y otras estructurales. Cuando hay escasez de agua dulce, la tendencia en España es a tratar de aportar más agua, buscando mantener las actividades existentes, en muchos casos con cierto grado de subvención de la oferta de agua. Esto produce distorsiones económicas y suele acabar siendo no sustentable. Mucho menos frecuentes son los planteamientos de control de la demanda de agua y de cambio de paradigma en el uso del agua.

La gestión a realizar en un acuífero costero busca el mejor uso de los recursos de agua disponibles: subterráneos, superficiales locales, agua importada, agua

regenerada y agua desalinizada, en un conjunto que puede contener elementos de almacenamiento, que incluyen la reserva del propio sistema acuífero costero. El uso del agua debe incluir los aspectos ambientales y de los servicios derivados, aunque en las actuales normas de planificación hidrológica en España ese uso ambiental es considerado como previo a la atención a la demanda. La gestión debe apoyarse en un modelo general de gestión apropiado, alimentado por los datos de las redes de observación de niveles y de la composición del agua y que tenga en cuenta la dimensión vertical.

El diseño de captaciones de agua subterránea en acuíferos costeros requiere un buen conocimiento local de la estratigrafía, heterogeneidades y la existencia real o esperable de cuerpos de agua salada o salobre en profundidad. Se debe mantener la continuidad de los niveles de baja permeabilidad, ya que evitan, amortiguan o retrasan ascensos salinos. Además existe un riesgo elevado de corrosión en ambiente salino. Este es un aspecto débil en España ya que no existe una normativa, a pesar de ser algo reclamado desde la década de 1960.

Los diferentes métodos de control de la intrusión marina van desde la reducción y reubicación de las extracciones hasta la modificación del funcionamiento hidrodinámico mediante recarga artificial y también operando barreras, bien sean de inyección de agua dulce a las profundidades apropiadas o de extracción de agua salada para reducir el potencial hídrico de ese cuerpo de agua o bien mediante combinaciones de ambas.

En las últimas décadas, la desalinización de agua marina se ha convertido en un importante aporte de agua dulce a numerosas áreas costeras. La toma del agua marina a través del terreno, si es factible, presenta aspectos favorables. También las aguas salobres son susceptibles de producir agua dulce por procesos de membrana (desalobración) a un coste de producción menor que la desalinización del agua marina. En ambos casos se produce un agua de rechazo en la que

se concentran las sales. Su vertido sin daños al medio ambiente o a los acuíferos es un serio y costoso problema. En la costa española hay un gran desarrollo y abundante experiencia. La extracción de agua salobre por mezcla de agua dulce y agua salada en el acuífero supone un consumo de agua dulce que se ha de considerar en el balance de agua dulce del acuífero, así como las consecuencias de la extracción.

Los métodos de gestión no estructurales buscan modificar la forma de explotación de un acuífero costero en relación con la obtención de agua dulce y también de agua salobre y salina para reducir la salinidad o para alimentar piscifactorías o atender necesidades de refrigeración. Deben incluir los requisitos medioambientales en tierra firme y en el mar litoral. Estos métodos incluyen la disminución del caudal de bombeo, la reubicación de los centros de extracción, los incentivos y medidas que incitan a la reducción de las extracciones, las restricciones al uso de la franja costera y las limitaciones temporales a las extracciones. El establecimiento de limitaciones temporales a las extracciones de un acuífero costero es más fácil y eficaz si los propios usuarios se han involucrado en la elaboración de las normas que soportan esas limitaciones.

En España hay algunas propuestas de indicadores tales que permitan calificar una cierta situación, ver si cumple la normativa existente y orientar sobre qué medidas correctoras habría que impulsar. Es difícil incorporar la salinidad del agua. Falta experiencia en su aplicación. No se dispone de experiencia española en cuanto a indicadores que traten de cuantificar o graduar el riesgo de daños y perjuicios económicos y sociales en acuíferos costeros.

Aspectos sociales

El uso del agua en situaciones de escasez se vincula a su uso eficiente. No es algo simple ya que tiene múltiples derivaciones y posibles efectos perversos, con repercusión en los recursos del propio acuífero y un posible impacto importante en la salinidad de los acuíferos costeros.

Para abordar la diversa problemática de la explotación de un acuífero costero y establecer una perspectiva temporal a medio y largo plazo, la sociedad civil tiene un papel relevante. En España, el desarrollo de instituciones de la sociedad civil es aún escaso y el papel de

La explotación intensiva de los acuíferos costeros ha sido el motor de la economía de numerosas áreas españolas y ha permitido un tipo de sociedad más estable y su evolución, aunque con un coste creciente y daños ambientales que en buena parte ya no están en la mente de los actuales ciudadanos. Un resultado negativo es que la economía local depende en muchos lugares excesivamente del regadío, además de propiciar un falso sentimiento social de que la importancia y peso de la economía lograda es tal que merece el apoyo público en forma de subvenciones, que pagan otros. Parece ser un modelo ya agotado. Posiblemente haya llegado el momento de un cambio de paradigma.

Las propuestas de gestión de la explotación intensiva de los acuíferos costeros, tal como se reflejan en los planes hidrológicos, van en gran parte orientadas a la oferta de agua para responder a la demanda, aunque actualmente se acepta que no debe producirse crecimiento de la demanda agrícola. Prácticamente no se aborda un cambio de paradigma, aunque parte de la sociedad informada parece ser consciente de su necesidad.

El agua de mar desalinizada para disminuir la presión sobre los acuíferos costeros tiene un alto precio relativo, incluso con subvenciones. Esto es la causa de la infrautilización de algunas de las plantas desalinizadoras existentes. La desalobración mediante numerosas plantas privadas es una práctica común en diversas áreas costeras de agricultura intensiva, pero falta por resolver satisfactoriamente el problema de la evacuación de las aguas de rechazo, que es una responsabilidad exigible a los usuarios

la Universidad es moderado y en disminución por falta de recursos. No hay planes específicos para involucrar a esa sociedad civil en la gobernanza, principalmente en lo que respecta a cómo afrontar las consecuencias y evolución de la degradación y salinización de los acuíferos costeros y del medio ambiente relacionado, de modo que se tenga en cuenta la lenta evolución y difícil reversibilidad.

El conjunto de la acción y responsabilidad pública y de la participación social activa son la base de la buena gobernanza. Sin embargo, las Comunidades de Usua-

rios de Aguas Subterráneas con interés específico en el recurso y en el acuífero son escasas en la Península Ibérica y más aun las que consideran los acuíferos costeros, aunque ya hay experiencia a partir de la Comunidad que se creó en 1975 en el Delta del Llobregat. No existen en Baleares ni en Canarias. A pesar del aun pequeño desarrollo, estas comunidades son un referente a nivel mundial. En el ámbito agrario, su formación topa con la dificultad de los muy numerosos actores y de que el disponer de un pozo es una ventaja competitiva frente a otros que no lo tienen y a los que puede fallar el abastecimiento de agua.

En las áreas costeras peninsulares mediterráneas y en las insulares, el peso de las subvenciones directas a las aguas subterráneas es pequeño, mientras es más significado para otros recursos de agua. Esto produce distorsiones que pueden tener efecto de gestión, pero con un coste adicional que resta eficacia. A pesar de esto, en muchos acuíferos costeros las aguas subterráneas siguen siendo utilizadas y presumiblemente continuarán siéndolo en agricultura, aunque para abastecimiento urbano puede dominar la seguridad en cantidad y calidad del agua de los servicios en alta. No hay datos que permitan valorar las subvenciones indirectas, las cuales pueden ser importantes y acercar o distanciar los valores de los distintos recursos de agua y por lo tanto la gestión que se derive de su consideración integrada.

La actual planificación hidrológica menciona y considera a los acuíferos costeros, de forma variable según las áreas, pero no aborda en detalle su gestión y se carece de una evaluación de su papel real. Posiblemente muchos acuíferos costeros deberían gestionarse y operarse por los propios usuarios bajo directrices generales, dado su pequeño tamaño. Por lo menos es lo deseable en aplicación del principio de subsidiariedad.

El agua es un bien común esencial a la existencia y bienestar humano y tiene un papel fundamental en la ecología, además de su valor económico. Esto introduce aspectos éticos y morales en su captación, uso, conservación de la cantidad y la calidad, consideración de las externalidades y compensación de los efectos negativos. Los aspectos éticos y morales no han sido abordados en detalle en los acuíferos costeros españoles en cuanto a sus componentes ambientales, sociales y culturales.

En el área costera mediterránea y balear hay ya ejemplos de transacciones de agua –aún poco evaluadas en sus aspectos sociales y éticos– además de un poco conocido comercio de agua en el dominio privado. En Canarias, en especial en Gran Canaria y Tenerife, este comercio es generalizado, en situaciones que se aproximan a las de un mercado. Este mercado sufre actualmente cambios importantes derivados de la oferta pública de agua. Esto tiene aspectos positivos y negativos, no adecuadamente evaluados, además de que retrae las inversiones privadas en un momento en que las inversiones públicas están en un momento bajo.

El comercio del agua no protege al medio ambiente y sus servicios, a menos de una intervención pública con el apoyo de la sociedad civil, que permita tener en cuenta las externalidades y compensarlas. En España, como en la mayoría de países, los intentos de establecer tasas con ese objetivo han fracasado, incluso las de cubrir los costes de la gestión. Los cánones que se cobran son por saneamiento y repercuten sobre los vertidos urbanos e industriales y no sobre la actividad agrícola. Por otro lado, parece difícil que las tasas y cánones sean finalistas, con lo que su efectividad y aceptabilidad es dudosa.

General abstract

Introduction

The objective of this report is an orderly and classified compilation of the documents and information obtained on coastal aquifer salinization, focused in the Spanish Mediterranean coastal areas of the Iberian Peninsula and the Balearic and Canary Islands. The compilation is neither exhaustive nor detailed, but what is needed to evaluate the main problems in coastal aquifers under different points of view: hydrological, hydrogeological, economic, administrative–legal, social, environmental, and ethic, taking into account the limited time and economic resources to carry out the job.

The documents obtained are numerous and are mentioned in the references in each chapter. Further information can be found in the interviews in Chapter 9 and in the answers to questions and specific contributions in Chapter 10. Information is variable according to circumstances, such as time since the problem is known, its relevance, and the studies carried out by the public administration and the Academia. Chapter 3 deals with the hydrogeological aspects of the considered aquifers, but to put them into perspective and support the analysis, a summary of knowledge and experience is given in Chapter 2. In the other chapters, the different thematic aspects are presented and afterwards applied to the Spanish coastal aquifers.

Basic hydrogeological aspects

Marine intrusion in coastal aquifers is a natural phenomenon due to the greater density of seawater. This marine intrusion can be modified and increased by groundwater exploitation, actions on the territory that reduce aquifer recharge, and coastal works which imply drainages and permeability changes. When 2 to 3% seawater is mixed with freshwater, the resulting water is unsuitable for most uses if not diluted or salinity reduction processes are not applied. They are costly due to the associated large energy consumption.

Seawater intrusion is a detailed characteristic of coastal aquifers, which may affect a small to large fraction of the aquifer, depending on hydrogeological characteristics. The transition from freshwater to saline water in a coastal aquifer may vary from sharp to a well-developed mixing zone. Quantifying the complex situations require generally solving the flow equation together with the salinity transport equation, applying numerical models with appropriate boundary conditions.

The exploitation of a coastal aquifer implies important changes of flow conditions and consequently of the freshwater–saltwater relationships and in the mixing zone. A lateral displacement of the saltwater wedge is produced and generally the mixing zone width increases, besides saline water up coning when saline water is below the wells and drains.

The hydrogeochemical considerations of the freshwater–saltwater relationships are of uttermost importance to characterize marine intrusion and to identify the origin of salinity when it is other than that produced by mixing freshwater with seawater. Many of the complex situations of coastal aquifers can be preliminary explained by means of hydrogeochemical and environmental isotope studies. Generally, the Spanish coastal aquifers are geologically complex. Many of them result from littoral sedimentation under sea level influence along time and especially of the 120 m sea level raise about 10,100 years

ago. Other coastal aquifers are in highly karstified carbonate formations, which are very heterogeneous and result from development processes closely linked to sea level evolution. A good understanding of the associated processes is needed to establish a basic conceptual model of functioning, to which the details on heterogeneities are later added, jointly with sea level and groundwater abstraction effects, as well as the existence of old saline water.

The required detail for the good understanding of freshwater–saltwater relationships in coastal aquifers is rarely available and the resources for their study are often not provided. Consequently, as much as possible information has to be obtained from available data and surveys, by the appropriate use of geology, hydrodynamics and hydrochemistry, using physical fundamentals and the support of mathematics.

Coastal Spanish Mediterranean and island aquifers

Along the Spanish Mediterranean and island coasts there are 65 groundwater bodies. In 56 of them some marine salinization problems have been detected. The number of identifiable coastal aquifers affected by salinity is greater. In most of them there is some information on salinization, although most often this information is circumstantial and based on occasional data from some wells. Only in a few aquifers there are specific studies and in less than 10 aquifers there is a detailed knowledge.

There is a high human pressure in the Spanish coastal area for urban, industrial and tourism water supply and especially for irrigation. This has created important salinity problems. These problems appeared in acute form in the 1950s in the Besós Delta and in the 1960s in the Llobregat Delta. Afterwards, they showed up progressively in other areas between 1970 and 1990. Serious supply problems of urban water supply due to salinity appeared in many places, such as Tarragona, Palma de Mallorca, Eivissa (Ibiza), the Marina Alta, and Telde (in Gran Canaria). Some salinization problems persist while others have diminished. This is partly due to well abandonment after local or imported surface water was made available to the affected areas, displacement of groundwater exploitation to areas further inland, seawater desalination, and irrigation with reclaimed wastewater. This has implied quite important economic investments, high operation costs and abandonment of local groundwater resources, besides subsidies in some cases.

The currently extinct Public Works Geological Service and the Geological and Mining Institute of Spain, by themselves or together with other public organizations, did a great study effort of coastal aquifers and to

install monitoring networks in the period 1960–1990. At the same time, important study efforts were done by the Academia. This effort has been decaying since year 2000, so as the current monitoring and study activity is only a fraction of what it was in the past. Thus, in some aquifers, new data is not available or what is got is not enough to characterize seawater intrusion. This leads to under use the potential of coastal aquifers as a source of freshwater and for emergencies and droughts.

There is not a clear policy of how to apply with efficacy what is ruled in the European Water Framework Directive further than trying that the groundwater bodies in bad status change into good quantity and quality status. However, the needed action may imply in some cases excessive effort, which may not be socially justified. These aspects require greater study effort and decision on actions to be done.

The conspicuous marine intrusion in La Tordera Delta has been controlled by providing water from a seawater desalination plant.

In the Llobregat Delta, seawater control has been the subject of action since the late 1940s, with artificial recharge, importation of water, and recently the temporal operation of an injection barrier to control seawater intrusion. Also, since the 1960s, continued studies on seawater intrusion mechanisms and conditions have been carried out. Although groundwater exploitation has decreased significantly, the aquifer is a key piece for water supply security to the Barcelona's Metropolitan area. In the Llobregat Delta, in 1975 started the first Groundwater Users' Association in Spain and one of the firsts in the world.

In the coastal area of Serra d'Irta, between Peníscola and Alcossebre, an important freshwater outflow to the sea exists. In the Plana de Castelló, the salinization problems in La Vall d'Uixó have decreased due to re-distribution of wells and their relocation to inner areas. The existing General Association of Water Users plays a relevant role.

Serious brackish water problems exist in the Campo de Cartagena, but their main origin is irrigation return flows. Groundwater discharge into the Mar Menor is creating serious water quality problems in this lagoon.

Detailed studies have been carried out in the Andarax Delta (Almeria), mostly related to wells to obtain seawater to feed a desalination plant. These studies deal with the fraction of freshwater that mixes with the infiltrated seawater and the chemical changes produced.

In the Campo de Dalías–Sierra de Gádor, where there is a high abstraction of groundwater to supply Almeria city and especially to the intensive greenhouse agriculture in the area, a slow but progressive salinization is being produced. Numerous and detailed studies have been performed. However, the characterisation and control of seawater intrusion is still not enough considering the hydrogeological complexity, the large thickness of formations and the insufficient regulation norms.

The situation in the Balearic Islands varies from one island to the other. Groundwater is the only significant natural resource. Seawater desalination has been added, but in some cases, some plants have a small operation rate due to investment and water management problems. Wastewater reclamation is still in its early stages, but increasing. In the carbonate formations and especially in the Miocene calcarenites and the Mesozoic limestones of Mallorca and Eivissa (Ibiza), seawater intrusion may be important and deeply pe-

netrant. In Menorca, salinization problems are reduced to the end areas of the dominantly reef calcarenite formations of Migjorn (southwest), especially in Ciutadella and partially in the surroundings of Maó.

In the Canary Islands, the main salinization problems in the volcanic and volcano–clastic aquifers are in the coast of Gran Canaria, especially in Telde–Vecindario. Some detailed studies have been carried out. In Tenerife there are no current serious specific coastal salinization problems but this is in exchange of allowing a significant fraction of recharge to be discharged along the coast. This outflow, which is important in Tenerife, not so important in Gran Canaria, and possibly high in La Palma, is poorly characterized. There is no experience on how to use it. In Fuerteventura and Lanzarote, the dominant brackish groundwater is mostly of climatic origin. There is no significant groundwater exploitation in Lanzarote. It is important in Fuerteventura's rural areas, where there is relict seawater in depth. In El Hierro there is an important natural salinization in El Golfo aquifer.

Several Spanish aquifers contain brackish water, natural or due to anthropogenic seawater intrusion, which can be used after "debrackishing" by means of reverse osmosis or reversible electrodialysis plants. There is good experience in Spain.

Abstraction of marine water to supply desalination plants through a coastal aquifer already salinized can be done by means of wells near the shore. It is a real and economic alternative to direct caption of seawater. However, limitations may appear in long-term obtainable flow, chemical composition, mixture with continental water, and ecological interferences and with other aquifer users. Avoiding some mixing with freshwater is difficult. This is a freshwater consumption that has to be accounted for in the water balance. There are many such seawater abstractions in Spain.

Environmental aspects

Coastal areas present special environmental conditions as they are a continental strip bounded by the sea and the ocean in which sediments are deposited, complex land–sea–air interactions are produced, and biological processes are often very relevant. This strip was subjected to sea level changes in the past and is currently affected by a slow progressive rise. They

have an important human importance for population and tourism settlements, for land, marine and littoral food production, for industrial settlements, for possible energy production, and for land and sea transportation.

In the Mediterranean and island Spanish coasts, fully or partially groundwater dependent wetlands are often

found, with a wide spectrum of natural and artificial typologies. They provide many ecological services that are important for local economy. Understanding groundwater–marine water–wetland interaction, in the general and local context, requires a conceptual hydrologic–hydrogeologic model to serve as the framework of its preservation and protection. They are small- and medium-size wetlands, although two of them are large: the Ebre Delta and the Mar Menor. All of them are in some way considered in the Hydrological Plans of the different Hydrographic Demarcations, but their value and ecological services are not considered in detail.

Groundwater discharge to the sea is a mixture of continental or island water with seawater. It has an important ecological role in the littoral and modifies the salinity and composition of the immediate coastal water. This discharge may be relevant to maintain ecosystems and their services, as fishing of singular species. Even if this is relevant in the Spanish coast, it has been rarely considered. It is often called “loss of freshwater to the sea” to qualify the discharge of continental or island water along the coast; this is an erroneous and biased expression, used by those that ignore reality or have a dominantly utilitarian point of view.

Current and potential changes in the coast lead to saline water, nitrate and other hazards and to a decrease in support functions to the ecosystems and the loss of the associated services.

Groundwater discharge from a coastal aquifer may involve nutrient contribution, mainly nitrate and phosphorous. Marine water may be deficient in them or have an excess, as is the case of aquifers with important agricultural and/or urban contamination. Sometimes there is the capacity to produce large algal blooms which affect littoral water quality and its productivity. This is the recent case of the Mar Menor, in Murcia. Coastal aquifer exploitation and drainage, and littoral constructions or transformations, modify solute contribution to the sea. This is an often ignored aspect in Spanish coastal areas, non-recognized due to the slow pace at which consequences appear.

The disposal of reject brines from coastal seawater desalination and “debrackishing” plants may have a noticeable environmental effect if not rapidly diluted in the sea or if they infiltrate into the ground. There are problems in numerous places of the Spanish coast, mainly in the Campo de Cartagena–Mar Menor and in eastern Gran Canaria.

Administrative and legal aspects

Even if the 1985 Water Act and the later 2001/2003 Rewritten Text declares that groundwater in Spain is a public domain. However, in practice, only is public groundwater whose use was asked after 1985 and of that of those that opted to be inscribed in the Register of public water; the remaining rights continue to be private.

In water legislation, seawater intrusion is mainly a water quality issue. As groundwater exploitation affects environmental values, the Autonomous Communities (Regions) have also legal and administrative competences. It is not adequately considered that the freshwater flow that can be permanently abstracted from a coastal aquifer is noticeably less than recharge and depends on exploitation conditions and on the desirable environmental preservation of the littoral and the littoral marine waters. Really, this is only considered in some of the Hydrological Plans, in simplified form, and as a non-detailed answer to what is said in the year 2006 European Daughter Groundwater Directive relative to the obligation that groundwater level changes

do not cause neither salinization or other intrusions nor show a sustained trend induced by human activity capable to produce such intrusions.

In Spain, several older than 30 years coastal aquifer public monitoring networks exist, but there are periods without data. Data is becoming more scarce and irregular since the early 2000s, with some exceptions.

The relative scarce consideration of coastal aquifers in Spanish water legislation is partly due to be local situations in a reduced area, which have no place in a general norm if not included in broader concepts, as is the good status of aquifers. But it is also due to the fact that, even if affecting densely inhabited and economically important areas, they refer to water that continues in the private domain, with multiple actors, and consequently needing management methods that water authorities personnel do not master. They prefer solving problems by offering water to substitute existing rights, even if it has to be subsidized.

Economic aspects

Groundwater exploitation produces economic and social benefits but also involve direct and indirect costs that affect third parties, society in general, and the environment and its associated services. In the case of coastal aquifers, the possible salinization is an added negative externality.

In many Spanish coastal areas there is no other water resource besides groundwater. This involves investments to avoid salinization and the application of management norms to preserve water quantity and quality. The derived costs should be paid by the users, but this is not done in reality. In coastal aquifers affected by salinity, groundwater has to be substituted by other water sources, mixture of brackish and fresh water, or “debrackishing”. This has a high cost.

In areas with coastal aquifers that have cheap water resources of other origin but of no sure availability, groundwater is the complement that contributes water availability security. In this situation, those who own wells have a competitive advantage respect to those who have not. They do not favor renouncing their rights if compensation is not high enough.

To try solving common problems, direct or indirect subsidies are often applied, sometimes hidden ones. These subsidies often produce an economic distortion and lead to an inefficient use of aquifer water. However, they may be sometimes convenient economic and social instruments, to foster or to correct, when objectives are clearly defined, application is well-controlled and during a time that cannot be extended. A subtle form of subvention is not considering the deterioration of functions and associated services of affected of ecosystems and the salinization of other wells. The costs charge largely on third party persons that do not participate in the benefits of the economic activity and on society in general. These aspects are commonly ignored.

When in a coastal area water is scarce, the supply alternatives applied in Spain are water importation from other areas, seawater desalination and wastewater reclamation, besides reducing the salinity of brackish and saline local groundwater by mixing or by physical or physico-chemical “debrackishing”. All this implies increasing the cost of water available at the place of use. These increments are acceptable for human, tourism activities and no water intensive industrial supply, but

not for agriculture, except when it is of high performance, as is the case of numerous developments in southeastern Spain and the Canary Islands.

What is paid for the water in irrigated intensive agriculture in the Spanish Mediterranean and island coasts is a small fraction of the total cost of the agricultural activity. However, as much of the needed inputs are out of the farmer’s control, besides income from selling the products, water cost has a significant contribution to the net margin that can be partly controlled by the farmer. Thus, the farmer looks for the cheapest water, even resorting to mixing of waters of different salinity to get a result which is compatible with the needed quality. Thus, water from the coastal aquifer is preferred if there is not cheap imported water available. Groundwater salinity increase may progressively decrease the net margin.

The consequence of using water of the possible lowest cost or price is that the complementary works and facilities, such as seawater desalinization plants or plants for the additional treatment of wastewater, have a lower use factor, sometimes much lower than full production. The consequence is producing water at an increased total cost. To foster better use of the complementary facilities, subventions are often applied, which are paid by general taxes. They distort economy.

Energy consumption has often an important weight in the cost of abstracted water from coastal aquifers, especially when wells are deep. This energy consumption increases conspicuously when physico-chemical treatment is needed to reduce salinity of water from wells affected by marine intrusion.

The costs and prices of groundwater have a wide range of variation, depending on water level depth during exploitation, associated costs due to making water available to the farmer, and conditioning and replacement of wells, machinery and facilities for pumping, especially when there is a progressive water quality impairing due to seawater intrusion in coastal aquifers. In much of the Spanish Mediterranean coastal area, common groundwater costs/prices range 0.3 to 0.5 €/m³, depending on circumstances, while in the Canary Islands the most common prices are about 0.5 €/m³, although in high water demand moments they may exceed 1 €/m³.

Salinization effects are important in the case of urban water supply, where the possible quality loss and its sanitary, social and of life time of domestic and industrial facilities may have a larger effect than the payment for water. However, the experience in the Balearic Islands decreases the importance of the former circumstances in tourist areas, as bottled water is a solution for visitors.

In the Spanish coastal areas, local or imported surface water, if available, may be cheaper than local groundwater. But if all costs are taken into account, including transportation to the place of use, and direct and indirect subventions are cancelled, it is possible that the cost/price difference is reduced and even disappears. This may occur even for groundwater with treatment to reduce salinity by applying membrane technology, although the cost of safe evaluation of rejected brines may be an important cost, which is often not taken into account. Desalinated and reclaimed water is often more expensive, especially if it has to be pumped, except if important subsidies are made available.

In the case of urban and tourism supply in coastal areas, water of the general supply network is preferred in order to decrease the hazards associated to quality, although water from local aquifers is often a reserve to deal with water demand peaks and breakdowns. Maintaining these wells able to operate is a desirable policy, at the same time that the aquifer is protected and improved. This is going into practice in Gran Canaria and Tenerife. However, the strong reluctance to increase water supply tariffs, which is the common situation in Spain, is the cause that often there are not enough economic resources to improve quality and security, and even for substitutions, except emergency repairs.

It happens that municipalities with important water salinity problems due to excess of abstractions and inadequate wells have the largest per capita water use. This is due to the bad water distribution network conditions, which cannot be repaired, as is the case in several areas in the Balearic Islands. It seems that population could accept water tariff increases if supplied water became fresh, as the increased payment could be compensated by the extended life of facilities and decreased use of bottled water.

Technical management aspects

The answer to the classic question of how much water can be abstracted from a coastal aquifer and with which regime is not only a technical one as has important economic–social and environmental aspects are involved, which can dominate. The environmental part, especially what refers to the role of continental or insular discharge to littoral marine waters and estuaries, is seldom considered, but it is important.

The exploitation of a coastal aquifer is accompanied by greater seawater intrusion. It can be allowed up to some limit, which could be determined by the effects on other pumping wells when saline water reaches them or extends below them. A deep marine intrusion can be allowed in exchange of obtaining the recovery of most of the freshwater flow to the sea, but this is expensive as the well system and water pipes have to be changed and wells are more dispersed and placed in the fastest part of the aquifer, with deeper water level depths. This is what has been done in part of La Vall d'Uixó aquifer, in the Plana de Castelló. However, it has to be taken into account that freshwater outflow

to the sea is needed, as it helps to maintain a given balance of salts in the aquifer, besides littoral environmental reasons.

Aquifer use sustainability and ecological value and associated services preservation may require management actions, some of them non–structural and others structural. When freshwater is scarce, the tendency in Spain is trying to bring more water, looking for maintaining existing activities, often with some degree of subsidized water offer. This produces economic distortion and became non–sustainable in the long–term. Plans to control water demand are much less frequent, as well as those aiming at a change of water use paradigm.

The management to be done in a coastal aquifer looks for the best use of available water resources: groundwater, local surface water, imported water, reclaimed water and desalinated water, in a system that may contain storage elements, including the reserve of the aquifer system. Water use should include the environ–

mental aspects and the associated services. Current water planning norms in Spain rules that the environmental use have to be considered before distributing water resources to the different water demands. Management needs the support of an appropriate management model, supplied with data from the monitoring networks of water level and water composition, taking into account the vertical dimension.

The design of water wells in coastal aquifers requires a good local knowledge of stratigraphy, heterogeneities, and the real or expectable existence of deep saline or brackish water bodies. The continuity of low permeability formations should be preserved as they prevent, damp and retard up coning. Besides, there is a high risk of corrosion in saline environment. This is an aspect poorly considered in Spain. Well construction norms are not available, despite being something asked since the 1960s.

The different seawater intrusion control methods range from the decrease and relocation of pumping wells to modifying the hydrodynamics by artificial recharge and also by operating barriers. These barriers can be of freshwater injection at the appropriate depths, or of pumping saline water to decrease their head, or a combination of them.

In the last decades, seawater desalination is an important freshwater contribution to coastal areas. Taking seawater through the aquifer, if feasible, has favorable aspects. Also the brackish waters are a source of freshwater by applying membrane processes ('debrackishing'), with a production cost that is lower than that of seawater desalination. In both cases, rejection brine is produced. Its disposal without damaging the environment of the coastal aquifers is a serious and costly problem. There is an important development and experience in the Spanish coast. Abstraction of brackish water by mixing freshwater and saline water in the aquifer is a consumption of freshwater, which has to be taken into account, as well as the consequences of abstraction.

Non-structural management methods try to modify the form of exploitation of a coastal aquifer in what refers to obtaining freshwater, as well as brackish and saline water to be subjected to salinity reduction or to supply fish-breeding factories or for cooling. They should include environmental requirements, both in

the land and in the littoral sea. These methods include reducing pumping, relocation of abstraction centers, incentives and actions to foster abstraction reduction, restrictions to use the coast strip, and temporal reduction of abstractions. Establishing temporal limitations to coastal aquifer abstraction is made easier and more effective if users have participated in the norms that support these limitations.

In Spain, some proposals of indices to allow classify a given situation have been made, to check if existing norms are honored and to select the correcting action to be pushed on. Incorporating salinity is a difficult task. There is poor experience of application. There is no Spanish experience relative to indices that try to quantify or assign scores to the physical, economic and social risk in coastal aquifers.

Intensive exploitation of coastal aquifers has been the driver of economy in numerous Spanish areas and has allowed a more stable society and its evolution, but at an increasing cost and some environmental damage, which currently is largely out of the mind of citizens. A negative result is that local economy depends in many places excessively on crop irrigation, besides fostering a false social feeling that considers that the relevance and weight of the economy created is so high that it merits the public support by means of subsidies paid by others. This is a model that seems exhausted. Possibly the moment for a change of paradigm has arrived.

The management proposals for the intensive exploitation of coastal aquifers, as it is reflected in the hydrological plans, are partly oriented toward water offer to follow the demand, although it is currently accepted that agricultural water demand should not grow. In practice, a change of water use paradigm is not considered, although part of the well-informed society thinks that the change is needed.

Desalinated seawater to reduce pressure of coastal aquifers has a high relative price, even with subsidies. This is the cause of underuse of some of the existing desalination plants. 'Debrackishing' with numerous private plants is common practice in several areas of intensive agriculture, but the problem of rejected brine disposal is not well solved. This is the responsibility of water producers and users.

Social aspects

Water use in scarcity situations is linked to its efficient use. This is not something simple as there are many implications and perverse effects, which affect aquifer resources and has a possible important impact on coastal aquifer salinity.

To deal with the diverse aspects of coastal aquifers exploitation and set a mid- and long-time perspective, the civil society has a relevant role. In Spain, the development of civil society institutions is still short and the Academia has a moderate activity and decreasing, as economic resources are progressively dwindling. There are no specific effective plans to involve civil society in governance, mostly in what refers to how to deal with the consequences and evolution of impairment and salinization of coastal aquifers and the related environment, taking into account the slow evolution and difficult recovery.

The joint action and public responsibility, and the active social participation are the basis of good governance. Groundwater Users' Associations are scarce in the Iberian Peninsula, even more in coastal aquifers. However there is experience, starting in 1975 with the Llobregat Delta Association. No associations exist in the Balearic and Canary Islands. Despite the yet small development, existing associations are a worldwide referent. In the agricultural sector, their contribution is made more difficult due to the large number of actors and the fact that owning a well right is a comparative advantage relative to those without wells, when water supply fail.

In peninsular Mediterranean coastal areas and in the islands, the weight of direct subsidies to groundwater is small while it is more significant for other water resources. This produces distortions that may affect management, but with an additional cost that decreases efficacy. Despite this, in many coastal aquifers groundwater continues to be used and probably will continue to be used in agriculture, although for urban supply quantity and quality security of public networks are preferred. No data is available to evaluate indirect subsidies, which may be important. They affect the relative values of the different water sources and consequently the management derived from their integrated consideration.

Current water planning mentions and considers coastal aquifers, variably according to the areas, but its management is not dealt in detail and their actual role is not evaluated. Possibly, many coastal aquifers should be managed and operated by the user's themselves, under general rules, as they are small. At least this is what is desirable according to the subsidiarity principle.

Water is a common essential good for the existence and wellbeing of humans and has a fundamental role in ecology, besides its economic character. This introduces ethical and moral aspects in its abstraction, use, preservation of quantity and quality, consideration of externalities, and compensation of negative effects. In Spain, the ethical and moral aspects have not been considered in detail in what refers to their environmental, social, and cultural components.

In the Mediterranean and Balearic areas there are examples of water transactions –still poorly evaluated in their ethical and moral aspects– besides a poorly known water trade which persists in the private domain. In the Canary Islands, especially in Gran Canaria and Tenerife, this trade is general, under situations that approach free markets. Currently, they are subjected to important changes due to the public offer of water. This has positive and negative aspects, which have not been adequately evaluated, further to the fact that they hold back private investments in a moment when public investments are in a low.

Water trade does not protect the environment and the associated services, if there is not public action with the support of civil society, to take into account externalities and compensate them. In Spain, as in most countries, attempts to set taxes with this objective have failed, even those to pay for the management costs. The special taxes that exist are for sanitation and are charged on urban and industrial outflows and not on agricultural activity. Also, it seems difficult that taxes and special taxes have a final destination instead of the general accounting, so their effect and public acceptability are doubtful.

Abreviaturas más frecuentemente usadas

Otras siglas que aparecen en el texto se definen en el lugar apropiado.

a	año	km ³	kilómetro cúbico = mil millones de m ³
ACA	Agència Catalana de l'Aigua	LA	Ley de Aguas
AIH-GE	Asociación Internacional de Hidrogeólogos – Grupo Español	LAC	Ley de Aguas de Canarias
B	Boro	m	metro
BGH	Badon Ghyben–Herzberg	MASb	Masa de agua subterránea
CE	Conductividad eléctrica	MO	Materia orgánica
CEC	Capacidad de cambio catiónico	M€	millón de euros
CH	Confederación Hidrográfica	N	Norte
CHJ	Confederación Hidrográfica del Júcar	O	Oeste
CHS	Confederación Hidrográfica del Segura	PH	Plan hidrológico
CIA	Consejo Insular de Aguas	PHB	Plan hidrológico de Baleares
CIAGC	Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria	PHC	Plan hidrológico de Cataluña
CIATF	Consejo Insular de Aguas de Tenerife	PHCMA	Plan hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas
CID	Carbono inorgánico disuelto	PHGC	Plan hidrológico de Gran Canaria
CIDT	Carbono inorgánico disuelto total	PHJ	Plan hidrológico del Júcar
Cl	Cloruro	PHS	Plan hidrológico del Segura
CIHS	Curso Internacional de Hidrología Subterránea	PHTF	Plan hidrológico de Tenerife
CMA	Cuencas Mediterráneas Andaluzas	PVC	Cloruro de polivinilo
CUA	Comunidad de Usuarios de Aguas	S	Sur
CUADLL	Comunidad de Usuarios de Aguas del Baix Llobregat	snm	Altitud sobre el nivel (medio) del mar
CUAS	Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas	SEV	Sondeo eléctrico vertical
d	día	SGOP	Servicio Geológico de Obras Públicas
DIC	Dissolved inorganic carbon	SH	Simposio (Nacional, Español) de Hidrogeología. Recursos Hidráulicos
DMA	Directiva Marco del Agua	SI	Saturation index (IS)
DAS	Directiva (derivada) del Agua Subterránea	SIAGA	Simposio del Agua en Andalucía
DGRH	Direcció General de Recursos Hídrics (Balears)	SIG	Sistema de Información Geográfica
E	Este	SWIM	Salt Water Intrusion Meeting
EC	Electrical conductivity	T	Temperatura
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales	TDM	Time domain electromagnetics
EM	Electromagnético	TDIC	Total dissolved inorganic carbon
GC	Gran Canaria	TF	Tenerife
GIS	Geographical Information System	TIAC	Tecnología de la Intrusión de Agua de Mar en Acuíferos Costeros
hm	hectómetro = 100 m	U	Universidad
hm ³	hectómetro cúbico = 1 millón m ³	USGS	United States Geological Survey
HRH	Hidrogeología y Recursos Hidráulicos	UPC	Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona
IAH	International Association of Hydrogeologists	UT	Unidad de tritio
IGME	Instituto Geológico y Minero de España	W	Oeste
IS	Índice de saturación (SI)	€	euro
ITGE	Instituto Tecnológico GeoMinero de España (IGME)		
JG	Junta General		
ka	miles de años		

Notas generales

Nota geográfica

Se mencionan muchas localidades. En general no se incorporan figuras ni mapas con su ubicación. El lector puede encontrar las que le sean desconocidas recurriendo a su búsqueda en la web.

Nota sobre las figuras

En su mayoría, las figuras están tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Nota idiomática

Los nombres geográficos y de instituciones se presentan preferentemente según la toponimia y designación local, con indicación de la designación castellana cuando parece conveniente o en designaciones comunes. Las principales dobles designaciones empleadas, por áreas de Cataluña, Valencia y Baleares, con la designación local en primer lugar y la castellana en cursiva en segundo, son las que siguen:

Comunes: alt *alto*; badia *bahía*; baix *bajo*; comunitat *comunidad*; estany *laguna*; fondo *hondo/hondón*; illa *isla*; migjorn *mediodía/sur*; pla *plana/llano*; riu *rio*; sènia *cenia*; serra *sierra*; verger *vergel*; ullal *manantial/sugencia*; universitat *universidad*.

Geográficos generales: Catalunya *Cataluña*; Girona *Gerona*; València *Valencia*; Alacant *Alicante*; Balears *Baleares*; Eivissa *Ibiza*; Perpinyà *Perpiñán*.

Cataluña Norte: Cap de Creus *Cabo Creus*; Empordà *Ampurdán*; Alt Empordà *Alto Ampurdán*; Baix Empordà *Bajo Ampurdán*; Empúria Brava *Ampuriabrava*; L'Escala *La Escala*; L'Estartit *El Estartit*; Baix Ter *Bajo Ter*; Platja d'Aro *Playa de Aro*; Baix Tordera *Bajo Tordera*.

Entorno de Barcelona: Baix Llobregat *Bajo Llobregat*;

Cataluña Sur: Baix Penedès *Bajo Panadés*; Baix Francolí *Bajo Francolí*; Baix Camp *Bajo Campo de Tarragona*; Ebre

Nota sobre el contenido

Lo que se presenta se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Sólo se han hecho actualizaciones cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque en ocasiones pueden haber problemas de interpretación de las fuentes o por no especialización del redactor.

Ebro; Baix Ebre *Bajo Ebro*; Delta de l'Ebre; *Delta del Ebro*; Ports de Beseit *Puertos de Beceite*; La Sénia *La Cenia*.

Castellón: Castelló *Castellón*; Maestrat *Maestrazgo*; Vinaròs *Vinaroz*; Peníscola *Peñíscola*; Alcossebre *Alcocebre*; Serra d'Irta *Sierra de Irta*; La Vall d'Uixó *Vall de Uxó*; Moncofa *Moncofar*; Borriana *Burriana*; Xilxes *Chilches*; Millars *Mijares*; Sitjar *Sichar*; Serra de l'Espadà *Sierra Espadán*.

Valencia: Sagunt *Sagunto*; Xeraco *Jaraco*; Xúquer *Júcar*; Puçol *Puzol*; Xàtiva, *Játiva*.

Alicante: Alacant *Alicante*; Serra de l'Almirall *Sierra del Almirante*; Xàvia *Játiva*; Benissa *Benisa*; Calp *Calpe*; La Marina Baixa *Marina Baja*; Sant Joan *San Juan*; La Vila Joiosa *Vilajoyosa*; Baix Vinalopó *Bajo Vinalopó*; Elx *Elche*.

Mallorca: Pollença *Pollensa*; Santanyí *Santañí*; S'Albufera *La Albufera*; Pla de Palma *Llano de Palma*; Pla de Sant Jordi *Llano de San Jorge*; S'Arenal *El Arenal*; Sa Marineta *La Marineta*; Es Pont d'Inca *Pont de Inca*; Santa Margalida *Santa Margarita*.

Menorca: Maó *Mahón*; Ciutadella *Ciudadela*; Llevant *Levante*.

Ibiza: Eivissa *Ibiza*; Sant Antoni *San Antonio*; Santa Eulària *Santa Eulalia*; Santa Agnès *Santa Inés*.

Capítulo 1.

Introducción y contenido.

Preámbulo

Se aportan definiciones básicas y operativas sobre la naturaleza y la salinización de los acuíferos costeros. Se presentan los objetivos del informe. Se indica cómo se ha realizado y quienes han participado.

Índice

- 1.1 Aspectos básicos sobre acuíferos costeros e intrusión marina
- 1.2 Generalidades sobre la explotación de acuíferos costeros
- 1.3 Objetivos y actuaciones
- 1.4 Fuentes de información
- 1.5 Realización del informe
- 1.6 Referencias

Resumen

Este informe tiene por objetivo una recopilación ordenada y clasificada de la documentación escrita y oral que se ha podido obtener sobre la salinización de los acuíferos costeros enfocada a las áreas costeras mediterráneas de la Península Ibérica y los archipiélagos de Baleares y Canarias. Se ha realizado hasta donde ha sido posible, en función de las limitaciones de tiempo y de recursos económicos.

La recopilación y análisis de documentación no es ni exhaustiva ni detallada, sino la necesaria para conseguir el objetivo principal de evaluar los problemas de salinización de acuíferos costeros bajo sus distintos aspectos: hidrológicos, hidrogeológicos, económicos, administrativo- legales, sociales, ambientales y éticos.

La documentación recopilada es muy extensa y se refleja en las referencias de cada capítulo. En algunas áreas en que hay estudios de detalle, la recopilación ha sido intensa, mientras que apenas hay referencias a otras áreas de la costa española, con estudios sólo preliminares o que no se han actualizado.

Aunque el informe se refiere a los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles, se ha recogido y presentado información de carácter general y de otras áreas en cuanto sean relevantes para el objetivo principal. El Capítulo 2 se apoya principalmente en esas otras fuentes de conocimiento e información y se deja para el Capítulo 3 la consideración al nivel apropiado de lo que se ha recopilado sobre los acuíferos españoles. También en otros capítulos se empieza por presentar los aspectos generales, con apoyo de conocimientos exteriores, para al final entrar en los acuíferos costeros españoles.

Se ha tratado de reflejar lo que se conoce de los acuíferos costeros españoles mediterráneos e insulares y por eso, en parte de ellos, la información es breve o poco contrastada cuando faltan documentos fácilmente asequibles y no se ha podido realizar entrevistas complementarias, además de la realidad de un estado de observación y elaboración de datos insuficiente y que en muchos casos ha decaído.

1.1 Aspectos básicos sobre acuíferos costeros e intrusión marina

La intrusión marina en acuíferos costeros es un fenómeno complejo, con aspectos de conocimiento, evaluación, cálculo, predicción y corrección que son difíciles conceptual y cuantitativamente. Su problemática afecta a las poblaciones costeras y de las pequeñas islas en cuanto a su abastecimiento, sanidad y nivel de bienestar y también en lo referente a sus actividades económicas, entre las que en la mayoría de casos está la agricultura en cuanto a su dominante demanda de agua. También afecta a la propia Naturaleza a través de sus valores medioambientales y de sus servicios ecosistémicos. Esto es debido a la salinidad que puede tener el agua subterránea y hacia la que evolucionar en los diversos escenarios de utilización y también a la relevancia ecológica de la descarga de agua subterránea en el litoral y en el agua marina litoral.

La intrusión marina es un proceso que empezó a entenderse cuantitativamente entre finales del siglo XIX y principios del siglo XX, cuando en el Norte de Alemania y en Holanda se enunció el principio básico de la estratificación de fluidos por densidad, que es conocido como de Badon Ghyben–Herzberg (BGH). Se desarrolla en la Sección 2.1 del Capítulo 2.

Aquí se entiende por intrusión marina la existencia de agua marina, actual, pasada o futura, y del agua salobre y salina que se deriva por mezclas de la misma con el agua dulce, independientemente de que se trate de un proceso de aumento o disminución de la salinidad, o sea de penetración o expulsión del agua marina. Sin embargo, en el léxico común se suele asociar la intrusión marina a un progresivo aumento de la salinidad que se supone causada por agua marina.

Al ser el agua dulce y el agua salada miscibles en cualquier proporción, tienden a mezclarse, tanto por difusión–dispersión como por procesos advectivos –en especial en manantiales y captaciones– o por convección cuando agua salina más densa está encima de agua dulce menos densa. El flujo de agua a lo largo de la zona de mezcla hace que se pueda alcanzar un régimen estable de la zona de mezcla. Su buen entendimiento y caracterización son básicos para conocer e interpretar los procesos asociados a la intrusión marina, como se detalla en la Sección 2.2 del Capítulo 2.

Desde el punto de vista hidráulico hay continuidad

entre los cuerpos de agua dulce y salina en el terreno y de éstos con el agua del mar. Tal sucede en los conjuntos río–acuífero, lago/embalse–acuífero o estuario–acuífero, pero con un fluido de densidad no homogénea. Eso hace que donde la densidad del agua sea variable el nivel piezométrico no defina el potencial que causa que el agua fluya por el terreno, ya que hay que añadir un término de flotación a causa de la variación de densidad (Custodio y Bruggeman, 1987). Cuando la variación de las fuerzas asociadas a la velocidad del agua son despreciables frente a las otras, que es lo común en medios porosos y microfisurados, el nivel piezométrico (h) medido en un punto en función del agua local cuantifica la energía por unidad de peso. En el caso de densidad variable del fluido, al calcular el flujo de agua mediante la Ley de Darcy, además de un gradiente de h (advección), aparece un gradiente vertical de la densidad vertical de la densidad (flotación). Eso afecta a la distribución de potencial y a las líneas de corriente. La correcta definición del flujo en el acuífero resulta en notables cambios en la vertical en las partes que corresponden al agua mezcla. En situaciones reales, el conocimiento general en tres dimensiones es un reto. Todo esto se desarrolla en la Sección 2.2 del Capítulo 2.

Además de las consideraciones hidráulicas referidas al contexto hidrogeológico real, hay importantes procesos hidroquímicos en el agua y en la relación roca–agua que modifican la composición química de la mezcla respecto a lo esperable en un sistema cerrado, así como de la propia agua marina al fluir por el terreno. Todo esto se desarrolla en la Sección 2.4 del Capítulo 2.

Es muy grande el número de publicaciones que abordan los diferentes aspectos teóricos y aplicados de la intrusión marina, desde los hidráulicos e hidrogeológicos, luego los hidrogeoquímicos, más recientemente los de gestión y aún más recientemente los que se refieren a la gobernanza por un lado y por otro a la biología y las relaciones con el mar litoral. No obstante, son pocos los trabajos que abordan el estado del arte.

Los problemas de intrusión marina son frecuentes en las áreas costeras y están agrandados por la extracción de agua subterránea. Una reciente recopilación de la situación mundial, a grandes rasgos, ha sido publicada por la revista *Hydrogeology Journal* (Post y

Abarca, 2010). Contiene una contribución específica para Europa que considera situaciones específicas españolas (Custodio, 2010). Estos problemas son especialmente agudos en áreas costeras con materiales permeables, más aún en carbonatos karstificados, en especial en zonas áridas y semiáridas, como son las peri-mediterráneas y las islas carbonatadas, coralinas y con materiales volcánicos recientes.

La intrusión marina es un fenómeno a escala de detalle, con cambios rápidos, en tres dimensiones, muy afectada por las heterogeneidades y la anisotropía. Los flujos preferenciales tienen gran importancia. Se magnifican en los procesos con desplazamiento neto sostenido del agua en el acuífero costero. Además, a causa del efecto de la distribución de salinidad que afecta al potencial hidráulico, los cambios en la geometría, como por ejemplo de la base del acuífero, pueden provocar flujos internos y caminos preferenciales a causa del efecto de densidad creciente en profundidad. De ahí la dificultad de estudio, ya que se requiere de un gran detalle del que normalmente se carece y que no es el habitual en los estudios hidrogeológicos. Por esta razón son raros los casos estudiados con detalle suficiente para una caracterización adecuada, a pesar de su importancia real. Buena parte de los trabajos disponibles no llegan a pormenorizar suficientemente y dejan notables dudas sobre los procesos que controlan el comportamiento. Muchas veces se trata de simples descripciones casuísticas, de escaso valor para definir esos procesos. Esta situación es difícilmente resoluble en casos reales a causa de la falta de recursos económicos, técnicos y humanos y del tiempo necesario. Sin embargo, con ese conocimiento imperfecto, parcial y a veces sesgado han de tomarse las decisiones de gestión. De ahí la necesidad de un buen conocimiento de los procesos hidrodinámicos e hidroquímicos básicos que cabe esperar a partir de una información parcial e imperfecta. Se ha progresado notablemente mediante estudios numéricos de situaciones teóricas o conceptuales, pero son escasas las comprobaciones en casos reales.

Todo lo que sigue considera los efectos de los cambios de densidad por variaciones de la salinidad. Se excluyen los efectos térmicos sobre esa densidad, ya que no es el caso habitual en sistemas acuíferos costeros poco profundos, aunque en potentes sistemas acuíferos carbonatados pueden jugar un papel relevante.

La muy repetida designación de “pérdida de agua dulce al mar” para calificar a la descarga continental en la costa es el resultado de una visión parcial y sesgada por un utilitarismo inmediato y un tanto depredador. La descarga de agua subterránea dulce al mar puede ser notable (Burnett et al., 2001) y tiene un papel importante en la Naturaleza (Johannes, 1980; Slomp y Van Cappellen, 2004), que puede ser relevante en cuanto al mantenimiento de ecosistemas y de sus servicios al ser humano. Por un lado esto se refiere a la existencia de humedales de alta productividad biológica y por otro a cambios en la salinidad en estuarios y aguas litorales y en descargas concentradas en la costa y fondo marino, que son la razón de existencia de plantas y fauna especiales, algunas de ellas de alto valor ecológico y también económico y social.

Las descargas de agua continental o insular al mar pueden suponer aportes de nutrientes, principalmente nitrato y fósforo, en los que las aguas marinas pueden ser deficitarias, como se expone en la Sección 4.3 del Capítulo 4. Cabe también que sean excesivos, como en el caso de acuíferos con notable contaminación agrícola o urbana, en cuyo caso la descarga tiene un efecto negativo. El comportamiento del nitrato es razonablemente bien conocido, pero no sucede lo mismo con el fosfato, sobre cuyo comportamiento hay dudas, en especial por el efecto que tienen los cambios de salinidad en la sorción en el terreno, aunque en formaciones carbonatadas el fósforo de contaminación agrícola suele ser escaso al quedar absorbido o coprecipitado en el terreno.

1.2 Generalidades sobre la explotación de acuíferos costeros

La explotación de un acuífero costero consiste en la extracción de agua del mismo. Puede tratarse de agua dulce para usos por el hombre o debidos a drenajes de edificios, excavaciones o túneles, o menos comúnmente de agua salada o salobre para ser desalinizada y desalobrada, aunque es algo cada vez más frecuente en diversos acuíferos costeros españoles. Cualquier

extracción perturba el estado del acuífero costero y altera la distribución de potenciales y de salinidad, así como sus relaciones con el mar y con otros cuerpos de agua terrestre o con humedales.

El efecto de la extracción de agua dulce o poco salina de un acuífero costero es una disminución de la des-

carga de agua dulce al mar y un avance en el territorio del agua salada y de la zona de mezcla. Todo esto es bien conocido (Sección 2.3 del Capítulo 2), aunque no siempre se tiene en cuenta. Las respuestas a las extracciones son lentas y diferidas, con efectos sensibles que pueden producirse en otros lugares en los que quizás no haya observaciones. En el caso de acuíferos

que se extienden más allá de la costa, esta penetración se produce inicialmente desde mar adentro, como en el delta del Llobregat (Barcelona, ver sección 3.2 del Capítulo 3), lo que hace no sea observable durante un largo tiempo. En la Tabla 1.2.1 se resumen las principales consecuencias positivas y negativas de la explotación de los acuíferos costeros.

Positivas = beneficios	Negativas = costes
<ul style="list-style-type: none"> Abastecer agua Desarrollo económico y social Dar empleo Fijar población en el territorio Drenaje de terrenos 	<ul style="list-style-type: none"> Costes crecientes <ul style="list-style-type: none"> Energía de bombeo Substituciones Reponer captaciones Reducción de descargas Pérdida de calidad Efectos sobre <ul style="list-style-type: none"> personas cultivos regados industria turismo Pérdida de caudales extraíbles Subsistencia/colapso del terreno (en ciertos casos) Merma en servicios ecológicos Aumento de contaminación (posible)

Tabla 1.2.1 Consecuencias de la explotación de los acuíferos costeros.

La penetración lateral del agua marina progresa lentamente, con mayor avance en profundidad y con un engrosamiento de la zona de mezcla. El avance se produce preferentemente por formaciones y rasgos de mayor permeabilidad.

Hay fenómenos de salinización que pueden ser rápidos cuando la captación que extrae el agua dulce está en un lugar en cuya vertical existe agua salada profunda, bien sea por que ya estaba o porque es el resultado de un avance lateral de la cuña salina. En estos casos, el descenso del potencial hidráulico que produce la extracción de agua dulce hace que el agua salada debajo, más profunda que la captación, pueda ascender al haberse creado un gradiente hidráulico vertical hacia arriba. Como el gradiente hidráulico vertical inicial decrece al aumentar la columna de agua salada con el ascenso, dicho ascenso puede quedar limitado mientras no se alcance un determinado valor crítico. Esto refleja bien el caso de dos cuerpos separados de agua dulce y agua salada. Pero como la densidad del agua mezcla es menor, ésta puede ascender más, hasta

alcanzar parcialmente a la captación. Se trata de la formación de conos ascensionales de agua salada bajo captaciones puntuales (pozos) o de crestas ascensionales en el caso de galerías o drenes horizontales de captación de agua dulce.

En la zona de mezcla sobre la cuña de agua marina de penetración lateral, el flujo en la zona de mezcla, que es aproximadamente paralelo a las superficies de igual concentración salina (isóconas), hace que su espesor no crezca al producirse una descarga de agua mezcla en el mar. Pero en el caso de los conos ascensionales bajo las extracciones, cuando se ha formado un cono o cresta con pendiente contraria al flujo hacia la costa, la única salida de esa agua mezcla es por la propia captación. Esto hace inevitable que se alcance cierto grado de salinización. Esto es difícil de calcular, aún para el caso de interfaz brusca. Sólo hay formulaciones aproximadas, que resultan groseras cuando el ascenso se aproxima al valor crítico, que es aquel en que el ascenso deja de ser estable. Esto se detalla en la Sección 2.3 del Capítulo 2.

Toda explotación del agua subterránea que vaya acompañada de salinización, en principio no es sustentable a largo plazo, si bien ese largo plazo puede ser muy dilatado en grandes sistemas acuíferos. La no sustentabilidad no implica que no sea una actividad económica y socialmente viable y aceptable durante un determinado periodo de tiempo. De hecho ha sido el motor del desarrollo en algunas áreas de España (MASE, 2015), si bien, al tratarse de acuíferos costeros que muchas veces son de pequeño tamaño, no hay reservas de agua dulce que persistan durante un largo periodo de tiempo.

La sustentabilidad de la explotación del agua subterránea de un cierto acuífero o sistema acuífero costero es un concepto complejo en el que se debe tener en cuenta la cantidad de agua disponible, la calidad del agua aportada y el estado del medio ambiente relacionado en cuanto a funciones y servicios y bajo considerandos económicos, sociales, administrativo- legales y éticos, además de los hidrológicos. Todos ellos pueden y suelen ir cambiando a lo largo del tiempo.

Algunos aspectos importantes a considerar son:

- coste de explotación del agua subterránea y su evolución con el descenso de los niveles piezométricos a lo largo del tiempo, lo que supone un mayor consumo de energía de extracción y la necesidad de substituir pozos, bombas y elementos asociados al suministro y acceso a la energía
- coste de adecuación del agua salinizada a los usos a los que se destina, bien sea por mezcla con otras aguas de baja salinidad o por reducción de la salinidad por tratamiento fisicoquímico (tratamiento con membranas para desalinizar o desalobrar); esto implica un coste de adquisición y traída de esas otras aguas y/o un mayor consumo de energía para el tratamiento y la necesidad de substituir con mayor frecuencia pozos, bombas y elementos asociados por corrosión
- pérdida de servicios proporcionados por los ecosistemas que dependen del acuífero explotado
- interferencias y costes que han de soportar otros usuarios y la sociedad
- en ciertos casos, subsidencia del terreno
- aceptación social
- respeto de principios éticos y morales.

En general se producen costes crecientes con la explotación, a cambio del beneficio económico y social derivado del uso de esa agua subterránea. La explotación conlleva costes directos y además costes indirectos y perjuicios intangibles, pero en ocasiones también puede incluir efectos positivos.

La sustentabilidad económica y social derivada de la explotación del agua subterránea en los acuíferos costeros no se limita a la de la explotación de dicha agua subterránea sino que se enmarca en la del conjunto integrado de recursos hídricos y su evolución y esto a su vez en el marco de la sustentabilidad de las actividades humanas en relación con el uso del agua o de las que se producen por estar el agua disponible.

La no sustentabilidad intrínseca de la salinización de los acuíferos costeros y en especial los costes sociales asociados, es algo impopular, puede crear reacciones mediáticas en contra y puede dar origen a normativas para tratar de impedir que se produzca. La racionalidad de esas reacciones puede apoyarse en un planteamiento dado desde el inicio o más comúnmente ser la consecuencia de la toma de conciencia de la evolución que se observa, con adopción de medidas correctoras. En este último caso existe una etapa inicial de deterioro, más o menos dilatada, en cierta forma necesaria para inducir a la toma de conciencia sobre el problema. Se puede recocer antes de que sea más grave y acortar y atenuar, con conocimiento y buena gobernanza.

El tolerar una progresiva salinización puede producir beneficios netos a corto plazo, que permiten el desarrollo de las sociedades humanas, de modo que con la capitalización social de esos beneficios sea posible evolucionar hacia otros modos de aprovisionamiento hídrico que hagan sostenible la disponibilidad de agua y proporcionen seguridad hídrica. No obstante, ese proceder no respeta los principios de la Directiva Marco del Agua europea, que busca un buen estado del medio ambiente, no trasladar problemas al futuro y evitar competencias comerciales desleales entre sus estados miembros.

1.3 Objetivos y actuaciones

El objetivo principal de este informe es analizar los aspectos económicos, ambientales, sociales, éticos y administrativos de la salinidad y salinización de los acuíferos costeros españoles del área mediterránea e insular, con el apoyo de un adecuado conocimiento hidrológico–hidrogeológico científico básico, considerando la evolución, estado actual y prospectiva.

No se pretende encontrar respuestas definitivas ni proponer acciones concretas, ya que ello no es posible en el contexto del proyecto: recopilación del estado del conocimiento en un tiempo breve, con recursos limitados y sin realizar trabajos complementarios a lo que está publicado o está disponible con acceso fácil. Tampoco es posible dada la gran diversidad de situaciones y las habituales restricciones legales y administrativas, el comportamiento social propio de cada lugar y el gran individualismo asociado a la explotación de las aguas subterráneas. Se busca contribuir al conocimiento para una consideración, tratamiento y evaluación más adecuada de la realidad de la salinización de los acuíferos costeros, tanto científica y técnica como social y económica. Esto se hace con el soporte de ejemplos reales, así como con la mayor independencia posible de los posibles condicionantes administrativos, de los grupos humanos implicados y de las ideologías políticas. Para ello se ha tratado de evitar, en lo posible, ideas y conceptos preconcebidos, algunos de los cuales están profundamente arraigados en el trasfondo legal, administrativo y social español y también en el europeo y mundial.

Para cubrir el objetivo se ha procedido a una recopilación ordenada y clasificada de la documentación que se ha podido obtener sobre la salinización de los acuíferos costeros, enfocada a las áreas costeras mediterráneas de la Península Ibérica y los archipiélagos de Baleares y Canarias, hasta donde ha sido posible. La recopilación y análisis de documentación no es ni exhaustiva ni detallada sino la necesaria para tratar de conseguir el objetivo principal.

Además de la búsqueda y consulta de la información necesaria entre la existente y accesible, se ha contado con la colaboración desinteresada de un buen conjunto de expertos en diferentes ámbitos, que han contribuido mediante respuestas a cuestiones de entre las incluidas en un extenso cuestionario, preparación de algunas notas extensas, entrevistas y envío de documentación. Además parte de estos expertos han podido comentar y proponer correcciones a los borradores en lo referente a las especialidades de cada uno. Su aportación ha sido esencial. Los resultados están en los Capítulos 9 y 10.

Otros aspectos relacionados, como los de explotación intensiva y minera de las aguas subterráneas, han sido objeto del Informe del Proyecto MASE (MASE, 2015), del que se extraen las enseñanzas y consecuencias relevantes. Los aspectos de contaminación, aun siendo de gran importancia en sí y en muchas ocasiones los más preocupantes, no son objeto específico de este trabajo.

Aunque el motivo central es la salinización de los acuíferos costeros, para tener la perspectiva adecuada, se la considera en el contexto integral de los recursos de agua, teniendo en cuenta las implicaciones ambientales, energéticas y territoriales del uso de los recursos de agua. Se considera en concreto el uso de los acuíferos costeros como fuente de agua salobre y para captar agua marina para desalinización.

En este informe no se consideran los efectos de futuro cambio global y climático y solo se comentan algunos aspectos en los momentos oportunos.

Partes del borrador de este informe ha sido enviado para discusión, complemento y mejoras a distintos expertos en los diferentes aspectos. Los que han respondido se relacionan en el apartado de Agradecimientos de cada Capítulo. Esta fase ha sido esencial para reducir el número de errores e interpretaciones equivocadas o sesgadas, si bien no se descarta que se todavía se hayan deslizado algunas irregularidades.

1.4 Fuentes de información

Los aspectos básicos y una recopilación de referencias básicas se puede encontrar en Custodio y Llamas (1976) y Custodio y Bruggeman (1987), además de otras, como Bear et al. (1999), FAO (1997) y Reilly y Goodman (1985) y en lo referente a pequeñas islas en Falkland y Custodio (1991). Un reciente y muy detallado estudio del estado actual del conocimiento es el de Werner et al. (2013).

Una importante fuente de estudios e información son las sucesivas ediciones del Salt Water Intrusion Meeting (SWIM). La XXIV reunión tuvo lugar Cairns, Queensland, Australia, en Julio de 2016, junto con la IV reunión del Asia–Pacific Coastal Aquifer Management Meeting. Otra fuente de información importante son las reuniones TIAC (Tecnología de la Intrusión Marina en Acuíferos Costeros), promovidas por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Son de gran interés por cuanto buena parte del contenido hace referencia a acuíferos costeros españoles y contienen síntesis especialmente realizadas.

A continuación se relacionan las publicaciones seriadas o agrupadas en las que se ha localizado de forma regular información sobre los acuíferos españoles. Se usan las siguientes siglas: P-IGME, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España; S-HyAS, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas.

TIAC = Tecnología de la Intrusión de Agua de Mar en Acuíferos Costeros

I. 1988. Almuñécar (Granada). Nacional. R. Fernández Rubio et. al., **La Intrusión en España**.

II. 2003. Alicante (con Diputación Provincial de Alicante). Internacional. Tecnología de la **Intrusión Agua del Mar en Acuíferos Costeros: Países Mediterráneos**. P-IGME, S-HyAS 8. IGME, Madrid.

I: 1–805. J.A. López–Geta, J.A. de la Orden, J. de D. Gómez, G. Ramos, M. Mejías, L. Rodríguez. Aportación al conocimiento de la situación de la intrusión de agua del mar en los acuíferos costeros del Mediterráneo.

II: 1–331. J.A. López Geta, J. de D. Gómez, J.A. de la Orden, G. Ramos y L. Rodríguez. Estado de la intrusión de agua del mar en los acuíferos costeros del Mediterráneo y técnica de evaluación.

III. 2007. Almería. Internacional. Los acuíferos costeros: retos y soluciones. P-IGME, S-HyAS, 23. IGME, Madrid. I: 1–114. A. Pulido Bosch, J.A. López–Geta y G. Ramos González.

II: 1–159. J.C. Rubio Campos, J.A. López–Geta, A. Pulido Bosch y G. Ramos González. **Los acuíferos costeros de**

Andalucía Oriental.

IV. 2012. Alicante. Internacional. **Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros**. P-IGME, S-HyAS 29. IGME, Madrid.

I: 1–694. J.A. López–Geta, A. Pulido Bosch, M. Fernández Mejuto, G. Ramos González y L. Rodríguez Hernández. **Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros**.

II: 1–206. J.A. López–Geta y L. Fernández Ruiz. Estado de la intrusión marina en los acuíferos costeros españoles.

SWIM = Salt Water Intrusion Meeting

Website: www.swim-site.org. Desde el 1st SWIM, 1968 Hannover, al 21st SWIM, 2010 Ponta Delgada, São Miguel, Azores; de momento no están incluidas las comunicaciones de los dos SWIM posteriores

Contienen al menos diversas comunicaciones de interés para el Proyecto SASMIE:

- 12th SWIM, 1992 (edited 1993). Barcelona. E. Custodio and A. Galofré. **Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers**. Foundation International Center for Groundwater Hydrology. International Centre for Numerical Methods (CIMNE)–Technical University of Catalonia (UPC). Barcelona: 1–770.
- 18th SWIM, 2004, Cartagena. L. Araguás, E. Custodio and M. Manzano. **Groundwater and Saline Intrusion**, Selected Papers from the 18th Salt Water Intrusion Meeting. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas 15. IGME, Madrid. 1–766.
- 21st SWIM, 2010. Ponta Delgada, São Miguel, Azores. M.T. Condesso de Melo, L. Lebbe, J.V. Cruz, R. Coutinho, C. Langevin and A. Bruxo. Proceedings Book, Instituto Superior Tecnico, Universidade dos Azores, CV–ARG and Centro de Geo–Sistemas (CVRM). Ponta Delgada: 1–383.

Otras fuentes ocasionales de información son:

SIAGA = Simposio del Agua en Andalucía

I SIAGA, 1981. Granada. ITGE

II SIAGA, 1988. Granada.

III SIAGA, 1991. Córdoba (24/27–09–1991). Dep. Agronomía, Univ. Córdoba. Instituto Tecnológico Geominero de España, 2 Vols.

IV SIAGA, 1997. Palma de Mallorca.

V SIAGA, 2002. Almería. Edit. Univ. Almería. Eds. A. Pulido Bosch, P.A. Pulido Leboueuf y A. Vallejos Izquierdo, 3 Vols.

VI SIAGA, 2005. Sevilla (25/27–05–2005). IGME, Colegio Oficial de Ingenieros de Minas del Sur y Grupo Especializado de Agua de la Asociación Nacional de Ingenieros de Minas. Madrid
VII SIAGA. 2008. Baeza (Jaén) (28/30–05–2008). IGME. Madrid
VIII SIAGA, 2012. Cádiz (1/3–10–2012). Agua y Constitución. U. Cádiz-IGME. Retos y Avances en el Inicio del Milenio. SHAS, 30, 2 Vols. IGME. Madrid
IX SIAGA, 2015. Málaga. El agua, clave medioambiental y socioeconómica. B. Andreu et al. (eds.). P-IGME, S-HyAS 32, IGME, Madrid.
I: 1–711; II: 712–1349

SH = Simposio (Nacional, Español) de Hidrogeología. Recursos Hidráulicos

HRH = Hidrogeología y Recursos Hidráulicos Asociación Española de Hidrogeólogos (AEH) / Asociación Española de Hidrología Subterránea (AEHS). Grupo de Trabajo de Hidrogeología del Colegio Oficial de Geólogos.

1976: I Valencia (25/29–10–1976). HRH I, II, III
1979: II Pamplona. HRH IV, V, VI
1983: III Madrid. HRH VII, VIII, IX
1987: IV Palma de Mallorca. HRH X, XI, XII
1991: V Córdoba (24/27 – 09 – 1991). Publicado por IGME: 1–570
1992: V Alicante. HRH XV, XVI, XVII, XVIII
1995: VI Sevilla. HRH XIX, XX, XIX
2001: VII Murcia. HRH XX, XXI, XXIII
2004: VIII Zaragoza (18/22–10–2004). El agua, esencia ambiental HRH XXIV, XXIV, XXIV, XXVII.
2008: IX Elche (28/30–01–2008). Publicado por IGME
2013: X Granada (16/18–10–2013). ETSICC, Universidad de Granada

IAH = International Association of Hydrogeologists

AIH–GE = Asociación Internacional de Hidrogeólogos – Grupo Español

IGME = Instituto Geológico y Minero de España

Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de interés para el Proyecto SASMIE. IGME, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas SHAS

- 30.– 2012. El Agua en Andalucía. Retos y avances en el inicio del milenio (I y II): 1–1749.
- 29.– 2012. Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros (I y II): 1–899.
- 25.– 2008. Agua y cultura: VII Simposio del agua en Andalucía (I y II): 1–1188.
- 23.– 2007. Los acuíferos costeros: retos y soluciones: 1–759.
- 19.– 2006. Agua y ciudad en el ámbito mediterráneo: 1–509.
- 17.– 2006. Las aguas subterráneas en los países mediterráneos (I: 1–677; II: 1–285).
- 15.– 2005. Groundwater and saline intrusion: selected papers from the 18th Seawater Intrusion Meeting: 1–761.
- 14.– 2005. VI Simposio del agua en Andalucía (I y II): 1–1498.
- 11.– 2004. El agua y ciudad sostenible: hidrogeología urbana: 1–341.
- 8.– 2003. Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos, TIAC I y II: 1–805.
- 1.– 2001. Las caras del agua subterránea (I y II): 1–971.

CIHS = Curso Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona

CIHS–d versión a distancia

1.5 Realización del informe

El presente informe se ha realizado mediante:

- 1) Revisión bibliográfica y de documentación aportada, a la que se suma la propia del autor y su experiencia. La mayor parte de esa documentación consultada y aportada figura en las referencias de cada Capítulo.
- 2) Aportaciones de expertos. Se trata de algunos escritos específicos y mayormente de respuestas a las secciones específicas de un cuestionario general, de acuerdo con la especialidad de cada persona. El cuestionario, las respuestas y las aportaciones directas están en el Capítulo 10. Las que están en forma

de publicaciones e informes accesibles se incluyen en las referencias.

- 3) Resúmenes de entrevistas con expertos, avalados en lo posible por su conformidad con lo escrito. Estos resúmenes están en el Capítulo 9.
- 4) Comentarios a los borradores de los diferentes capítulos, unos detallados y otros genéricos. Las aportaciones se han incorporado directamente al texto del informe, con las indicaciones específicas de los comentarios singulares.

Se cita a los autores de cuestionarios como [XXX], entre corchetes rectos, y a los de Entrevistas y Aportaciones como {XXX}, entre corchetes curvos, sin indicación de año. Todas las contribuciones han sido importantes y esenciales, lo mismo que las indicaciones

incluidas en la extensa correspondencia electrónica. Los diferentes expertos, no sólo han ayudado a tener una visión más amplia y equilibrada sino que además han contribuido eficazmente a disminuir los errores y malas interpretaciones.

1.6 Referencias

Bear, J., Cheng, A.H.D., Sorek, S., Ouazar, D., Herrera, I. (1999). Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices. Kluwer: 1–640.

Burnett, W.C., Tanaguchi, M., Oberdorfer, J. (2001). Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. *J. Sea Res.*, 46(2): 109–116.

Custodio, E. (2010a). Coastal aquifers of Europe: an overview. *Hydrogeol. J.*, 18: 269–280.

Custodio, E., Llamas, M.R. (1976). Hidrología subterránea. Ediciones Omega, Barcelona, 2 Vols: 1–2350. Reedición en 1983.

Custodio, E.; Bruggeman, G.A. (1987). Groundwater problems in coastal áreas. *Studies and Reports in Hydrology*, 45, UNESCO, Paris: 1–576.

Falkland, A. (ed.), Custodio, E. (1991). Guide on the hydrology of small islands. *Studies and Reports in Hydrology*, 49. UNESCO, Paris: 1–435.

FAO (1997). Seawater intrusion in coastal aquifers: guidelines for study, monitoring and control. *FAO Water Reports* 11. FAO, Roma: 1–163.

Johannes, R. E. (1980), Ecological significance of the submarine discharge of groundwater, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3, 365–373.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y Aqualogy–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9cada-2010>

Post, V., Abarca, E. (eds.) (2010). Saltwater and freshwaters interactions in coastal aquifers. *J. Hydrol.*, Special Issue, 19(1): 1–270.

Reilly, T.E., Goodman, A.S. (1987). Analysis of saltwater upconing beneath a pumping well. *J. Hydrol.*, 89 (3–4): 169–204.

Slomp, C.P., Van Cappellen, P. (2004). Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *J. Hydrol.*, 295(1–4): 64–86.

Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataiee–ashtani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A. (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Adv. Water Resour.*, 51:3–26.

Capítulo 2. Acuíferos costeros, relaciones agua dulce–agua salada e intrusión marina.

Consideraciones hidrodinámicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas

Preámbulo

Se presentan los aspectos generales de las características y funcionamiento de los acuíferos costeros desde los puntos de vista geológico–hidrogeológico, hidrodinámicos e hidrogeoquímicos. Se incluyen las bases teóricas y su aplicación y los aspectos relacionados con el reconocimiento, muestreo y observación.

Índice

- 2.1 Introducción
 - 2.1.1 Aspectos básicos y definiciones
 - 2.1.2 Historia del conocimiento de la intrusión marina y textos básicos
 - 2.1.3 Consideraciones generales
- 2.2 Principios básicos hidrodinámicos de las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros
 - 2.2.1 Ley de Badon–Ghyben–Herzberg y corrección de Hubbert
 - 2.2.2 Existencia de una zona de mezcla dinámica
 - 2.2.3 Fórmula de Hubbert
 - 2.2.4 Ecuaciones básicas del flujo y transporte en acuíferos costeros
 - 2.2.5 Consideraciones sobre el flujo del agua subterránea con salinidad variable
 - 2.2.6 Resolución analítica de las ecuaciones del flujo y transporte
 - 2.2.7 Soluciones aproximadas de la profundidad de la interfaz y del flujo de agua dulce al mar con interfaz brusca y en régimen estacionario
 - 2.2.8 Resolución numérica y simulación del comportamiento de los acuíferos costeros
 - 2.2.9 Tiempo de tránsito del agua en un acuífero costero

- 2.3. Consecuencias hidrodinámicas de la explotación de los acuíferos costeros
 - 2.3.1 Desplazamiento de la cuña de intrusión salina
 - 2.3.2 Formación de conos de agua salada debajo de las captaciones
- 2.4 Características y comportamiento hidrogeoquímico de los acuíferos costeros
 - 2.4.1 Aspectos hidrogeoquímicos
 - 2.4.2 Aspectos isotópicos ambientales
 - 2.4.3 Orígenes de la salinidad en acuíferos costeros
- 2.5 Aspectos hidrogeológicos de los acuíferos costeros
 - 2.5.1 Variaciones del nivel del mar
 - 2.5.2 Efecto de los cambios del nivel de mar y las fluctuaciones de las mareas
 - 2.5.3 Recarga de los acuíferos costeros
 - 2.5.4 Condicionamientos hidrogeológicos
 - 2.5.5 Disposiciones geométricas que afectan a las relaciones agua dulce–agua salada
 - 2.5.6 Karst litoral y manantiales costeros y submarinos
 - 2.5.7 Sedimentación en deltas
- 2.6 Técnicas de estudio de las relaciones agua dulce–agua salada en las regiones costeras
 - 2.6.1 Consideraciones generales
 - 2.6.2 Geología
 - 2.6.3 Reconocimientos geofísicos de superficie
 - 2.6.4 Identificación remota de las descargas de agua dulce y salobre al mar
 - 2.6.5 Perforaciones de reconocimiento
 - 2.6.6 Obtención y medida de niveles piezométricos
 - 2.6.7 Muestreo del agua subterránea
 - 2.6.8 Registros geofísicos en sondeos
 - 2.6.9 Observación y control
- 2.7 Agradecimientos
- 2.8 Referencias

Resumen

La intrusión marina en los acuíferos costeros es un fenómeno natural debido a la mayor densidad del agua del mar. Se puede modificar y agudizar a causa de la explotación del agua subterránea, de las acciones sobre el territorio que reduzcan la recarga a los acuíferos y de obras costeras que supongan drenajes y modificaciones en las permeabilidades. La intrusión marina es una característica de detalle de los acuíferos costeros, que puede afectar a una parte del acuífero, unas veces pequeña y otras veces muy extensa, según las condiciones hidrogeológicas. Muchas islas pequeñas tienen agua marina ocupando la parte inferior del terreno.

La importancia de la intrusión marina es que basta un 2 a 3% de agua marina mezclada con agua dulce para hacer al agua resultante inútil para la mayoría de usos si no se aplican costosos procesos de reducción de la salinidad a causa del gran consumo de energía.

El conocimiento científico de la intrusión marina en sus aspectos de cantidad y de calidad parte de principios del siglo XX, pero en su mayor parte se sustenta en avances posteriores a 1950. El principio hidrodinámico

básico es la Ley de Badon Ghijben–Herzberg, que considera el equilibrio entre fluidos de diferente densidad. Su aplicación requiere considerar la geometría de flujo y que el tránsito entre el agua dulce y el agua salada puede variar entre brusco (interfaz) y una bien desarrollada zona de mezcla.

El tratamiento analítico sólo ofrece soluciones y aproximaciones para el caso de interfaz en régimen estacionario y con condiciones geométricas sencillas y medio homogéneo. Las situaciones más complejas requieren resolver la ecuación del flujo junto con la de transporte mediante modelos numéricos. Actualmente se dispone de un buen número de códigos, aunque sólo unos pocos tienen desarrollo suficiente para su aplicación en la práctica. Para la resolución hay que aplicar condiciones de contorno en el contacto terreno–mar que sean de flujo en vez de concentraciones, para no crear errores de simulación cerca de esos contornos.

La explotación de un acuífero costero supone alteraciones importantes de las condiciones de flujo y por lo tanto de las relaciones entre el agua dulce y el agua

salada y en el desarrollo de la zona de mezcla. Así se produce un desplazamiento lateral de la cuña de intrusión marina y en general un aumento del ancho de la zona de mezcla, además de la formación de conos salinos ascensionales cuando se encuentra agua salada bajo las captaciones y drenes.

Apenas hay soluciones analíticas para el desplazamiento de la cuña salina y la formación del cono salino ascensional y ello sólo para situaciones simples y homogéneas. En general hay que recurrir a la resolución numérica. Esta resolución numérica necesita poder reproducir los cambios de posición de la interfaz o de la zona de mezcla en una porción pequeña del dominio de flujo, donde hay gradientes hidráulicos y de salinidad grandes. Esto plantea problemas numéricos en cuanto a la discretización, a la convergencia numérica y al detalle con el que el medio debe ser descrito y parametrizado.

Los estudios hidrogeoquímicos de las relaciones agua dulce–agua salada tienen gran importancia para caracterizar la intrusión marina y obtener la situación en un momento dado y como ha ido evolucionando. Además son necesarios para tratar de identificar el origen de la salinidad cuando esta es distinta de la producida por la mezcla con el agua marina. Los cambios en la composición catiónica del agua mezcla son importantes y delatan el proceso que ha actuado. Además, otros iones o sus relaciones son característicos del agua marina, unos conservativos como el Br y otros sometidos a modificaciones, como el ácido bórico-ion borato. El contenido en sílice disuelta es un buen indicador del grado de interacción con el terreno. De forma similar, los isótopos ambientales son herramientas disponibles y recomendables, tanto los isótopos del agua en combinación con la salinidad, como los isótopos del C, S, Sr y B. Buena parte de las situaciones complejas de los acuíferos costeros pueden encontrar posibles explicaciones mediante estudios hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales, con la condición de que el muestreo sea correcto y la interpretación se base en un modelo conceptual de funcionamiento acertado y que se vaya actualizando a medida que se obtiene nueva información.

Los acuíferos costeros están influenciados por la marea marina. El análisis de su propagación en el acuífero en comparación con las observaciones informa sobre la conexión tierra–mar. Además, la marea juega un importante papel en la descarga de agua continental o insular al mar.

Los acuíferos costeros son frecuentemente geológicamente complejos. Muchos de ellos son el resultado de la sedimentación litoral bajo la influencia del nivel del mar a lo largo del tiempo. Sin una buena comprensión de los procesos asociados no es posible interpretar correctamente las heterogeneidades de detalle que afectan en gran manera a las relaciones agua dulce–agua salada y a la existencia de agua salina de épocas pasadas. Esta comprensión es necesaria para extraer provecho de la información que se deriva de reconocimientos geofísicos y en especial de las escasas y costosas perforaciones. Para primeras conceptualizaciones del comportamiento se pueden hacer simplificaciones que permitan apreciar los comportamientos básicos, para luego introducir mayores complejidades. Esto es especialmente importante para los acuíferos costeros en deltas y depósitos litorales recientes, que corresponden a depósitos tardi–pliocenos y del inicio del Holoceno, tras el ascenso del nivel del mar de aproximadamente 120 m o las más antiguas a lo largo del mar Mediterráneo como consecuencia de la crisis messiniense. Numerosos acuíferos costeros están en formaciones carbonatadas. Es una situación muy común en el Mediterráneo, con acuíferos notablemente karstificados. Se tienen situaciones de alta heterogeneidad, con conductos de descarga al mar y de entrada del agua marina, que responden a procesos de desarrollo muy ligados a la evolución del nivel del mar. Algunas situaciones son de difícil explicación y requieren idear mecanismos de difícil comprobación.

El detalle requerido para el conocimiento de las relaciones agua dulce–agua salada en acuíferos costeros raramente existe y los recursos para el estudio pocas veces están disponibles. Por lo tanto hay que extraer la mejor información de los datos de que se dispone, depurándolos y encuadrándolos previamente en el marco de un buen y suficiente conocimiento de los principios básicos y de la experiencia contrastada. El soporte son la geología, la hidrodinámica y la hidroquímica, utilizando los fundamentos de física y los conocimientos matemáticos como apoyo.

Todo ello se basa en datos de observación: los necesarios y suficientes, de acuerdo con el problema a bordar y su importancia. Las observaciones requieren buen criterio para que sean válidas, en especial en lo referente a la posición en la vertical de la interfaz o de la zona de mezcla. La distribución de la conductividad eléctrica a lo largo de una perforación puede ser muy diferente de la del agua en el acuífero y en general no

es observable directamente. Nuevas técnicas de registro vertical y de observación con sensores en el terreno pueden ayudar mucho, pero existe una limitación en cuanto a la profundidad que se puede alcanzar.

La captación de agua marina para alimentar plantas de desalinización a través de un acuífero costero salinizado mediante captaciones en la costa es una alternativa

real y económica a la captación directa del agua del mar. Pero, además de las limitaciones en cuanto a caudales captables, hay que considerar que hay cambios en la composición química, una posible mezcla con agua dulce continental e interferencias ecológicas y con otros usuarios del acuífero.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Sólo se han hecho actualizaciones cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque en ocasiones pueden haber problemas de interpretación de las fuentes o por no especialización del redactor.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran. Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios.

2.1 Introducción

2.1.1 Aspectos básicos y definiciones

La relación entre el agua dulce y el agua salada en las regiones costeras para un determinado acuífero o sistema acuífero depende predominantemente del flujo de agua dulce. En estado natural, el potencial estado de equilibrio sólo sufre modificaciones naturales a muy largo plazo, debidas a modificaciones climáticas, movimientos relativos de la tierra y el mar y procesos sedimentarios o de alteración de la roca.

Actualmente hay que sumar importantes efectos antrópicos directos e indirectos, en buena parte debidos a que una parte importante de la población, agricultura e industria de muchos países con costa se sitúan a lo largo de la misma. Esto frecuentemente conlleva una importante extracción de agua subterránea y por lo tanto una substancial modificación de las relaciones agua dulce–agua salada. No sólo son estas extracciones las causantes de las modificaciones sino también la ejecución de obras de ingeniería que aumentan el drenaje natural de los acuíferos o provocan la penetración del agua del mar por ríos y canales. Tales son la excavación de puertos en zonas costeras, ahondamiento de cauces de evacuación de aguas de tormenta, desecación de zonas bajas inundadas por el mar, dragado de ríos y canales para hacerlos navegables, etc.

En este Capítulo 2 se recopilan y comentan los principios y circunstancias hidrodinámicas de las relaciones agua dulce–agua salada y de la intrusión marina en los acuíferos costeros, así como las consideraciones hidrogeoquímicas relacionadas. En otros capítulos se tratan los aspectos medioambientales que condicionan los aspectos ecológicos naturales y antrópicos en la costa, en el agua litoral y los servicios asociados (Capítulo 4) y la parte técnica de la gestión de acuíferos costeros y el papel de la desalinización y de la desalobración (Capítulo 7).

El estudio de las relaciones agua dulce–agua salada es complejo, pues a las dificultades habituales para el estudio del movimiento del agua subterránea se suma la existencia de un agua de densidad diferente, con pequeñas diferencias de viscosidad y a veces de temperatura. Además, el agua dulce y el agua salada son totalmente miscibles y se originan mezclas que aumentan la dificultad de estudio.

El conocimiento de esas mezclas es importante ya que basta la presencia de un 2% o 3% de agua marina para que el agua resultante no sea utilizable para mayoría de usos, salvo que se apliquen costosos procesos de desalobración. Incluso la captación de agua marina con una adición pequeña de agua dulce puede afectar al

funcionamiento de las plantas desalinizadoras de agua marina. La ecología en la franja costera y aguas litorales también depende de la salinidad de las aguas.

La Figura 2.1.1 muestra la disposición común de los cuerpos de agua salada a lo largo de una costa. El agua marina, que es más densa que el agua dulce, penetra en el continente o isla, formando un cuerpo que ocupa la parte inferior del terreno y pierde espesor cuanto mayor es la distancia a la costa. La forma general del cuerpo de agua salada en el continente es la de una cuña: la *cuña salina*. Su forma y penetración es muy variable y depende de las condiciones hidrogeológicas locales.

Esta cuña y también los cuerpos salinos inferiores pueden tener protuberancias hacia arriba como consecuencia de bombeos o drenajes locales en una zona en la que hay agua dulce sobre agua salada (Figuras 2.1.2, 2.1.3 y 2.1.4). Cuando esta protuberancia está localizada se llama *cono (ascensional) de agua salada*. Los drenajes (ríos, lagunas litorales, etc.) y/o bombeos próximos a la costa pueden provocar una *lengua* de agua salada, que no es más que un avance anormal de la cuña de agua salada. En áreas muy localizadas se pueden tener notables penetraciones del agua salada, de varios km.

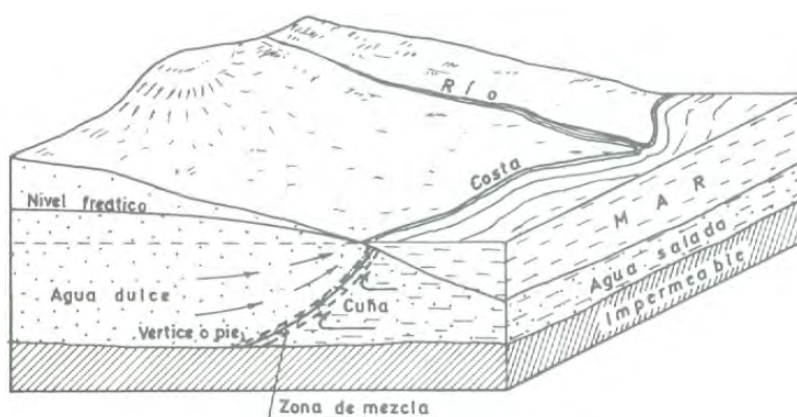


Figura 2.1.1 Disposición de los cuerpos de agua dulce y agua salada en un acuífero costero sencillo.

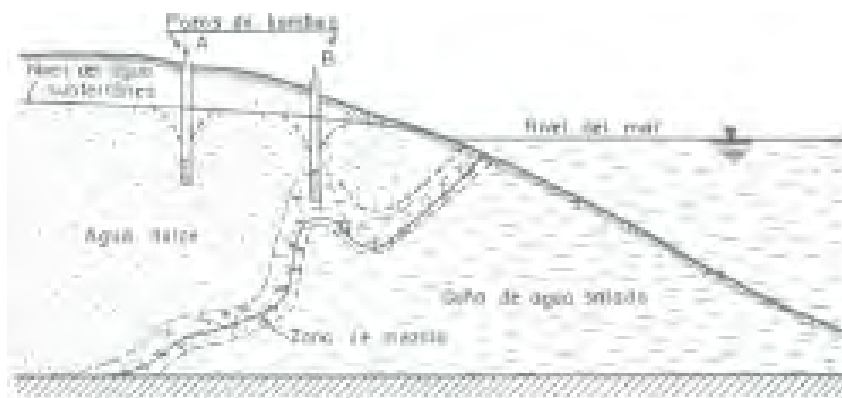


Figura 2.1.2 Formación de conos salinos bajo captaciones de agua subterránea.

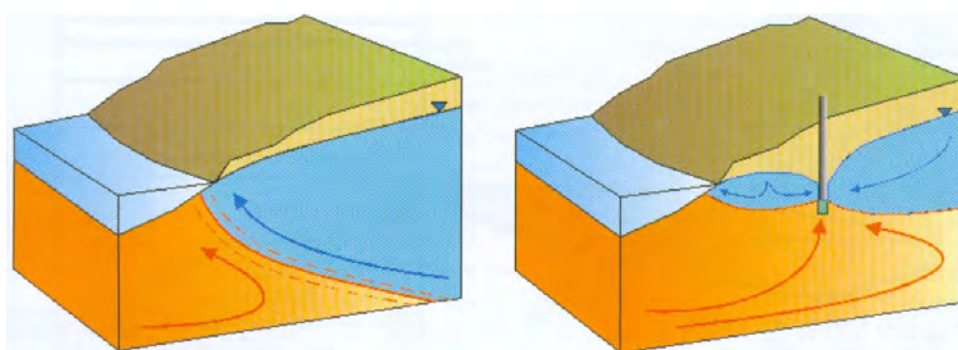


Figura 2.1.3 Flujo de agua dulce y agua salada en una sección de un acuífero costero libre recargado en estado natural (figura izquierda) y afectado por la extracción de un pozo (figura derecha) (Pool et al., 2007).

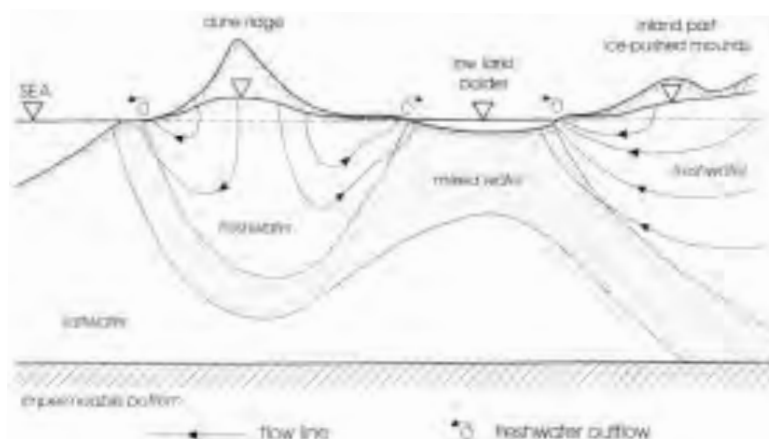


Figura 2.1.4 Formación de conos salinos bajo una depresión del terreno entre zonas más altas. Es frecuente en áreas costeras con cordones de dunas. La figura representa una situación común en Holanda.

El término *intrusión marina* tiene dos interpretaciones habituales, que con frecuencia no se precisan. La *interpretación estática* es la simple constatación de la existencia de la cuña salina tierra adentro, que puede ser natural o por causas antrópicas. La *interpretación dinámica* hace referencia a una creciente penetración de la cuña salina a lo largo del tiempo, principalmente por causas antrópicas. Se habla también de *intrusión marina* cuando se observa un aumento progresivo de la salinidad en el agua de descarga o extraída del acuífero costero sin que hayan variado las condiciones físicas del lugar u obra de extracción. Con frecuencia hace referencia al efecto de ascenso de conos salinos o al aumento de la salinidad al incrementarse la descarga o una combinación de efectos, sin identificar los procesos que se producen. La intrusión marina en los acuíferos costeros también puede afectar a las aguas superficiales si éstas son el drenaje de aquellos en áreas costeras de baja altitud allí donde hay ascenso salino bajo los cauces (Faneca et al., 2012), como sucede en Holanda (Figura 2.1.4).

El agua captada en un acuífero costero se contamina (saliniza) cuando la porción activa de la captación se ve afectada por la zona de mezcla de agua dulce y agua salada o por la propia agua salada, sea esta de la cuña salina o como consecuencia de la formación de un cono salino. También la contaminación puede provenir de infiltración de agua de otros acuíferos salinizados, bien sea por goteo o por deficiencias en el pozo. También debe considerarse la contaminación salina debida a inundaciones de agua salada durante tormentas en una llanura costera de muy baja altitud o por mayor penetración del agua del mar en ríos y lagunas coste-

ras durante situaciones excepcionales de nivel del mar y viento o incluso por lluvia salina originada por fuertes tormentas litorales o por tifones. Un caso extremo es el de la invasión del agua marina sobre parte del territorio por maremotos (tsunamis).

En una formación que contiene dos fluidos inmiscibles en contacto, tales como agua y petróleo o agua y gas natural, hay una separación brusca (neta) entre ellos. La superficie de separación es una *interfaz*. La interfaz tiene una orientación y profundidad que guarda relación con la velocidad y dirección del flujo, el potencial hidráulico y la densidad de cada uno de los fluidos.

Si los dos líquidos en contacto son miscibles, como agua dulce y agua salada, en vez existir una interfaz brusca se pasa de un fluido a otro a través de una *zona de mezcla*, llamada también zona de transición o zona de dispersión. Al agua resultante se la denomina *agua mezcla*. La anchura de la zona de mezcla depende de la difusividad de un fluido en otro y de la dispersividad hidráulica del medio. La zona de mezcla es dinámica, de modo que en ella el agua fluye, no sólo como consecuencia de las diferencias de densidad (flotabilidad) sino también de cambios del potencial hidráulico en ambos líquidos (advección). No es raro que se llame (impropiamente) interfaz a la zona de mezcla, en especial si su espesor es pequeño. Si hace falta se puede identificar la "interfaz" con una superficie de salinidad intermedia, por ejemplo 5% o 50% de la marina.

El peso específico del agua dulce se puede tomar como $\gamma_d = 1000 \text{ kg/m}^3$, dentro del margen de temperaturas normales. El peso específico del agua marina es mayor

y puede tomarse entre 1020 y 1030 kg/m³, según la salinidad y temperatura. El valor más usual es $\gamma_s = 1025$ kg/m³ para 19 g/L Cl, equivalentes a 35 g/L de sales disueltas.

Para aguas marinas y sus diluciones, la conductividad eléctrica del agua se puede usar como un sustituto de la salinidad y del contenido de cloruros (Post, 2012). La viscosidad del agua marina es aproximadamente 1,3 veces la del agua dulce a igual temperatura. El aumento de la densidad del agua marina al aumentar la presión se puede calcular (Fofonoff y Millard, 1983):

$$\delta(S,T,0) / \delta(S,T,P) = 1 - (\delta / K(S,T,P))$$

en la que S = S(R), salinidad adimensional; R = EC(S,T,P)/CE(35 g/L, 15 °C, 0 atm relativa); S = salinidad en g/L; EC = conductividad eléctrica a 18°C; P = presión atmosférica en atm (dbar) sobre la normal ($\mu\text{S}/\text{cm}$ a 18°C) (tomada cor δ 0); δ = densidad en kg/m³; T = temperatura en °C; y K = valor en relación con $\Delta P/\Delta V$, siendo V el volumen. Para el agua del mar se toma la solución de referencia de 42914 g/kg de KCl para la que EC = 45.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 18 °C.

Kim et al. (2009) y Stuyfzand (1989) proponen la siguiente fórmula para la densidad del agua salina de similar composición relativa al agua del mar:

$$= 1000 [1 + 0,85 M - 6,5 \cdot 10^{-6} (T - 4,220 M)^2]$$

en la que M es la salinidad en kg/kg = 0,69778 · 10⁻⁶ CE, para CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$

Según se cita en Post (2012), aumenta 0,07%/g/L de solución equivalente de NaCl.

Las soluciones salinas desarrollan una presión osmótica respecto a un agua de otra salinidad. Para soluciones de NaCl se tienen las presiones osmóticas de la Tabla 2.1.1. Para temperaturas de 26–27 °C, una variación del Cl entre 0,4% y 0,8% produce variaciones de la presión osmótica entre el 10% y el 22%. Respecto al agua dulce, el agua marina tiene una presión osmótica de 24 atm (Robinson, 1954). La equivalencia entre una solución de NaCl y el agua marina y sus diluciones y concentraciones (sin disoluciones ni precipitaciones) se puede determinar a través de las respectivas presiones de vapor. Las diferencias son debidas a la interacción entre los iones. Para CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$, A = molalidad en NaCl y B = clorinidad del agua marina (% en peso de Cl):

$A / B = 0,02782 + 0,000079 \text{ CE}$, con desviación estándar de 0,18%

Tabla 2.1.1 Presión osmótica (PO) a 25 °C de soluciones de NaCl (como % en peso de Cl) respecto al agua pura (Robinson, 1954):

% Cl	10	12	14	16	18	19	20	21	22
PO atm	12,87	15,51	18,19	20,91	23,66	25,06	26,47	27,89	29,33

Para ilustrar las condiciones en los acuíferos costeros es frecuente presentar esquemas y secciones. En las figuras esquemáticas es frecuente que las dimensiones verticales esten muy exageradas, en especial en la zona por encima del nivel del mar. Además es habitual

exagerar el espesor de agua dulce respecto al espesor de agua salada para explicitar mejor los detalles. Conviene considerar lo indicado para evitar apreciaciones visuales deformadas.

2.1.2 Historia del conocimiento de la intrusión marina y textos básicos

Los problemas de contaminación salina de pozos próximos al litoral son conocidos desde antiguo en diversos lugares del mundo, en especial en los grades deltas (como el del Rin–Mosa en Holanda), en formaciones carbonatadas costeras de plataforma (como en Yucatán, México) o alpinas (como en el Adriático en Croacia y Eslovenia o en Apulia, Italia) y en islas carbonatadas de tamaño medio (como Cuba, La Española o

Mallorca) o pequeño (como Malta, Bahamas, Bermuda, atolones de la Polinesia y la Micronesia) y volcánicas (como Pascua y Canarias y las otras islas de la Macaronesia). Para obtener agua lo menos salina posible, empíricamente se construían captaciones verticales (pozos) poco penetrantes, a veces extendidas mediante galerías drenantes (minas de agua) muy someras.

Los primeros problemas documentados de intrusión marina a causa de extracciones de agua subterránea con pozos datan de 1854, en Long Island (Barlow y Reichard, 2010).

Según Kashef (1972), la primera publicación científica conocida es la de Braithwaite (1855). La primera ley cuantitativa fue establecida en Holanda por Drabbe y Badon Ghijben (1889, publicada en 1888–1989), aunque comúnmente se cita por el autor nobel como de Badon–Ghijben (1888) o simplemente como Ghijben (o Ghyben) (1888), e independientemente por el alemán Herzberg (1901), en estudios en el Mar del Norte. Es conocida por ley o principio de Badon–Ghyben–Herzberg (BGH) o simplemente de Ghyben–Herzberg (GH). La mayoría de las contribuciones posteriores fueron cualitativas, como la de Versluys (1916) en Holanda, excepto las de los japoneses Nomitsu et al. (1927) y Kitayawa (1939), pero que fueron casi inasequibles a los científicos occidentales.

Hubbert (1940) dio un importante impulso a la comprensión de sistemas dinámicos. En las décadas de 1950 y 1960 se produjeron importantes contribuciones teóricas básicas en Holanda, Israel y La Florida y experimentales en California, Long Island (New York), La Florida, Israel, Holanda, etc., y en España en Barcelona. Hasta después de 1955 no se han elaborado teorías que tengan en cuenta el movimiento del agua dulce y del agua salada así como la existencia de una zona de mezcla entre ambas, de forma que permitan seguir el movimiento de esa zona de mezcla en diversas condiciones de recarga, bombeo y variación del nivel del mar. La historia específica en Holanda fue recopilada por De Vries (1989; 2007) y la historia evolutiva del tratamiento cuantitativo de los acuíferos con densidad variable fue elaborada por Reilly y Goodman (1985).

Son pocos los textos de hidrología subterránea y de hidrogeología que dedican una parte significativa a la intrusión marina en los acuíferos costeros. Los textos de Schoeller (1962) y Todd (1959) fueron pioneros. Les siguió el de De Wiest (1965). Bear (1972, 1979) ha publicado tratados extensos, que se complementan con el de Dagan (1989) y un texto específicamente dedicado a los aspectos hidrodinámicos de la intrusión marina (Bear et al., 1999). Un resumen puede encontrarse en Bear (2007). En el texto de Custodio y Llamas (1976) se dedica toda una sección (Custodio 1976a), que luego se actualizó en dos publicaciones de UNESCO, una general (Custodio y Bruggeman, 1987) y otra

dedicada a pequeñas islas (Falkland y Custodio, 1991). FAO conjuntamente con UNESCO promovieron una publicación destinada a los países en vías de desarrollo (FAO, 1997). No parece haber textos específicos posteriores, aunque sí hay algunos artículos extensos, como el de Khublatyan et al. (2008). Van Dam (1975) realizó aportaciones hidrodinámicas en Holanda asociadas a la docencia. Se encuentran actualizaciones teóricas y técnicas orientadas al karst costero en Tulipano et al., (2004). Diversas panorámicas pueden encontrarse en Custodio (1985a; 2012; 2013; Werner et al., 2005).

Los documentos básicos en relación con la composición química de las aguas de los acuíferos costeros tienen un origen más difuso. Un punto de partida es el trabajo de Schoeller (1956) después reflejado en su libro (Schoeller, 1962). Los trabajos del US Geological Survey sobre el efecto de la mezcla entre el agua dulce y el agua marina en cuanto a la disolución de carbonatos y el desarrollo del karst costero abrieron un importante campo de trabajo (Back y Hanshaw, 1965). Estos aspectos y los relacionados con el cambio catiónico se incluyeron en diversas Secciones del texto de Custodio y Llamas (1976). El relativamente reciente texto de Appelo y Postma (2005) reúne buena parte de los avances realizados.

El Instituto Geológico Norteamericano (US Geological Survey) publicó numerosas aportaciones teóricas y prácticas en las décadas de 1950 y 1960, algunas de las cuales son básicas y permitieron notables desarrollos posteriores. Tal es la serie 1613 titulada *Sea Water in Coastal Aquifers* (Cooper et al., 1964), con diversos autores, que incluye las aportaciones pioneras de Henry (1964a; 1964b) y de Kohout (1960; 1964; 1965). Algunas de las contribuciones teóricas más significativas se han reproducido en revistas científicas. En este periodo, son de especial interés los estudios realizados en La Florida y en Queens (Long Island, New York) por Lusczynski y Swarzenski (1966).

Por iniciativa de varios países europeos con notables problemas de intrusión marina y de aguas salinas se creó en 1968 un grupo informal de expertos, el Salt Water Intrusion Meeting (SWIM), que ha adquirido nivel mundial y que ha llevado a cabo 24 reuniones internacionales. Sus actas contienen importante material teórico, aplicado y experimental. El contenido de la mayoría de las actas de esas reuniones está accesible en la web (www.swim-site.org/).

Los problemas de intrusión marina son frecuentes en

las áreas costeras y están agrandados por la extracción de agua subterránea. Una reciente recopilación de la situación mundial, a grandes rasgos, ha sido publicada por la revista científica *Hydrogeology Journal* (Post y Abarca, 2010). Dentro de ella hay una contribución específica para Europa que incluye situaciones concretas españolas (Custodio, 2010). Los problemas de intrusión marina son especialmente agudos en áreas costeras con materiales permeables, más aún en carbonatos karstificados, sobre todo en zonas áridas

y semiáridas, como son las peri–mediterráneas y las islas carbonatadas, coralinas y con materiales volcánicos recientes.

En este Capítulo 2 se da preferencia a las citas que hacen referencia a investigaciones, estudios y realizaciones no españolas, aunque parte de lo que se dice tenga su origen en trabajos españoles. Los trabajos españoles se reflejan en el Capítulo 3 y siguientes y en los ejemplos de apoyo.

2.1.3 Consideraciones generales

La intrusión marina es un fenómeno a escala de detalle, con cambios rápidos, en tres dimensiones, muy afectada por las heterogeneidades y la anisotropía y con gran importancia de los flujos preferenciales. Además, a causa del efecto de la distribución de salinidad que afecta al potencial hidráulico, los cambios en la geometría, como por ejemplo de la superficie de base del acuífero, pueden provocar flujos internos y caminos preferenciales (Abarca et al., 2007a) a causa del efecto de densidad creciente en profundidad. De ahí la dificultad de estudio, ya que requiere un gran detalle del que normalmente se carece y que no es habitual en los estudios hidrogeológicos. Por esta razón son raros los casos estudiados con detalle suficiente para una caracterización adecuada, a pesar de su importancia real. Buena parte de los trabajos disponibles no llegan a pormenorizar suficientemente y dejan notables dudas

sobre los procesos que controlan el comportamiento. Muchas veces se trata de simples descripciones casuísticas, de escaso valor para definir los procesos involucrados y cuyo valor se reduce al de inventario, con datos que con frecuencia son de difícil valoración. Esta situación es difícilmente resoluble en casos reales a causa de la falta de recursos económicos, técnicos y humanos, así como del tiempo necesario. Sin embargo, con ese conocimiento imperfecto, parcial y a veces sesgado han de tomarse las decisiones de gestión. De ahí la necesidad de un buen conocimiento de los procesos hidrodinámicos e hidrogeoquímicos básicos esperables. Se ha progresado notablemente mediante estudios numéricos de situaciones teóricas o conceptuales, pero son escasas las comprobaciones en casos reales.

2.2 Principios básicos hidrodinámicos de las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros

2.2.1 Ley de Badon–Ghyben–Herzberg y corrección de Hubbert

El principio básico de las relaciones agua dulce–agua marina en los acuíferos costeros es la ley de Badon–Ghyben–Herzberg (BGH). Se fundamenta en el equilibrio estático de columnas de agua de diferente densidad en el terreno, con las siguientes simplificaciones:

- a) el flujo de agua dulce es horizontal y por tanto el potencial hidráulico es constante a lo largo de cualquier vertical
- b) no existe flujo de agua salada
- c) la interfaz es brusca, no existiendo zona de mezcla
- d) el nivel del mar es constante y es la referencia altitudinal ($z=0$).

En estas condiciones, en un punto cualquiera A de la interfaz deben equilibrarse las presiones del agua dulce y del agua salada:

$$(h_d + z) \gamma_d = z \gamma_s$$

siendo:

h_d = cota sobre el nivel del mar del agua dulce en la vertical del punto A

z = profundidad bajo el nivel del mar del punto A

γ_d = peso específico del agua dulce

γ_s = peso específico del agua salada

Así pues:

$$z = \frac{\gamma_d}{\gamma_s - \gamma_d} \cdot h_d = \alpha h_d$$

siendo:

$$\alpha = \frac{\gamma_d}{\gamma_s - \gamma_d}$$

Para los valores más frecuentes de las densidades, α varía entre 50 y 33, siendo 40 el valor más frecuente.

La máxima penetración de la cuña de agua salada viene limitada por el fondo impermeable del acuífero. Se produce cuando

$$h_d = z_0 / \alpha$$

en la que z_0 es la profundidad de la base del acuífero bajo el nivel medio del mar.

La ley de BGH describe correctamente la posición de la interfaz brusca si el flujo del agua es prácticamente horizontal. Sin embargo, no describe correctamente la posición de la interfaz cerca del afloramiento del acuífero en el mar ya que el flujo del agua dulce en las proximidades de la costa provoca un aumento del gradiente al disminuir el espesor del cuerpo de agua dulce. Así, el nivel del agua en el acuífero tiene una elevación superior a la que se obtendría al suponer el flujo rigurosamente horizontal.

Manteniendo la suposición de que el agua salada no fluye, puede calcularse la posición de la interfaz en un cierto lugar del territorio aplicando la ley de BGH si se toma como altura del agua dulce para el cálculo la que corresponde al potencial sobre ella (Figura 2.2.1), o sea, si se toma para el cálculo de la profundidad de la interfaz en A la elevación en B, situado en la equipotencial que pasa por A'. Esta es la *corrección de Hubbert* (1940).

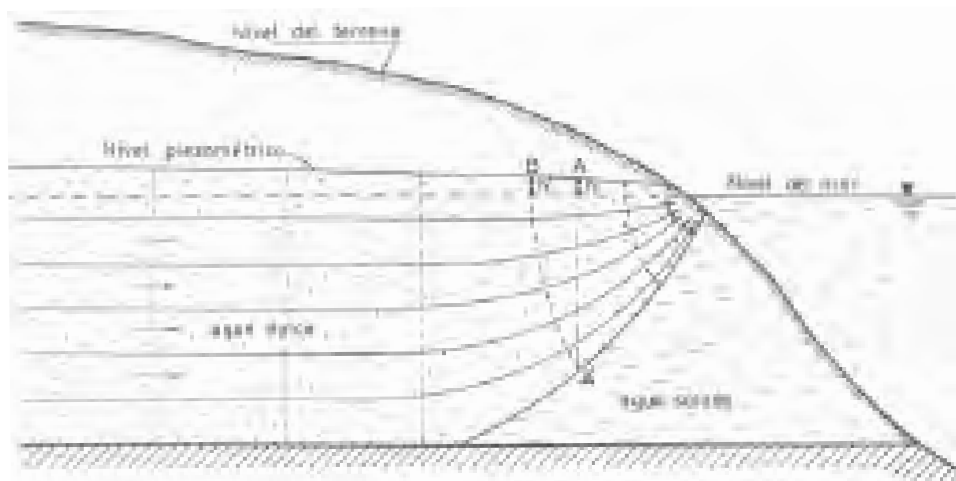


Figura 2.2.1 Flujo de agua en un acuífero costero sencillo con interfaz brusca. La presión en el punto A' de la interfaz no es la que corresponde al nivel piezométrico en A sino en B.

2.2.2 Existencia de una zona de mezcla dinámica

En la zona de contacto entre el agua dulce y el agua salada se tiene una mezcla por difusión y dispersión hidrodinámica de una en la otra. En esta zona de mezcla, el agua fluye paralelamente al plano central (Figura 2.2.2). Esto supone un transporte del agua salobre y salada del acuífero hacia el mar. Este movimiento limita el espesor de la zona de mezcla. Este espesor es tanto menor cuanto mayor es el flujo y menores son los movimientos de la posición de la zona de mezcla. Si no existiese tal flujo, el ancho de la zona de mezcla crecería indefinidamente

con el tiempo. El movimiento del agua en la zona de mezcla y su posición es inducida por el movimiento del agua dulce. Este mismo movimiento provoca un flujo de agua salada hacia el interior del continente (Figura 2.2.3). Este movimiento del agua salada requiere un gradiente y por eso el nivel piezométrico del agua salada en el terreno es ligeramente inferior al del mar. El flujo en las proximidades de la zona de mezcla es tanto más rápido cuanto mayor sea la proximidad al área de descarga.

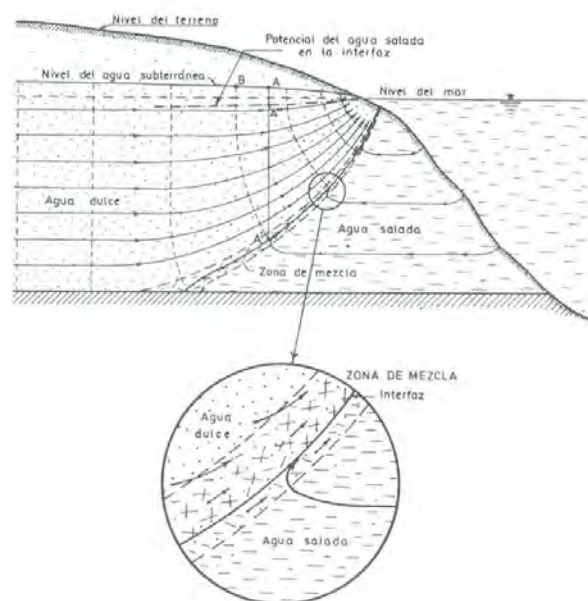


Figura 2.2.2 Flujo del agua dulce y del agua salada en un acuífero costero sencillo con flujo en la zona de mezcla. La ampliación explica el detalle.

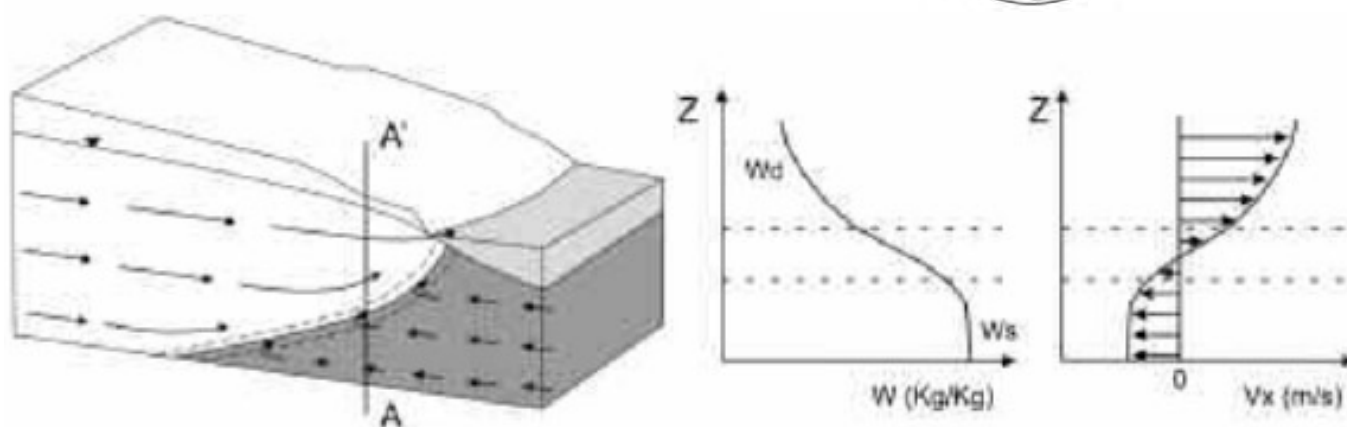


Figura 2.2.3 Esquema tridimensional del flujo en la cuña de intrusión marina con indicación a lo largo de una vertical de la fracción másica (W) que fluye y del flujo horizontal (v_x) (Pool et al., 2007a).

Debido al movimiento del agua marina, la profundidad de la interfaz según la ley de BGH, considerada como en un plano medio de la zona de mezcla, es mayor que la que se deducirá de no considerar dicha zona de mezcla. Así pues, la penetración de la cuña marina es menor que la que se deduce de la ley de BGH.

La Figura 2.2.4 muestra situaciones con espesor variable de la zona de mezcla, la que además puede variar si el acuífero es heterogéneo, como muestra la Figura 2.2.5 para una disminución del flujo de agua dulce en profundidad.

Figura 2.2.4 Representación de la zona de mezcla agua dulce–agua salada en un acuífero costero idealizado. El espesor de la zona de mezcla crece al disminuir el flujo de agua dulce.

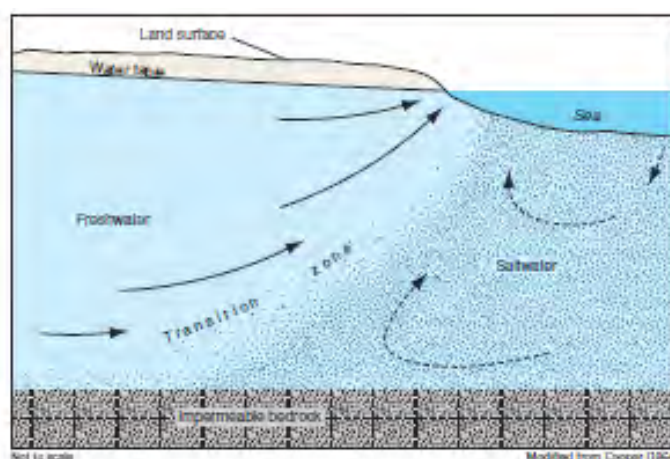
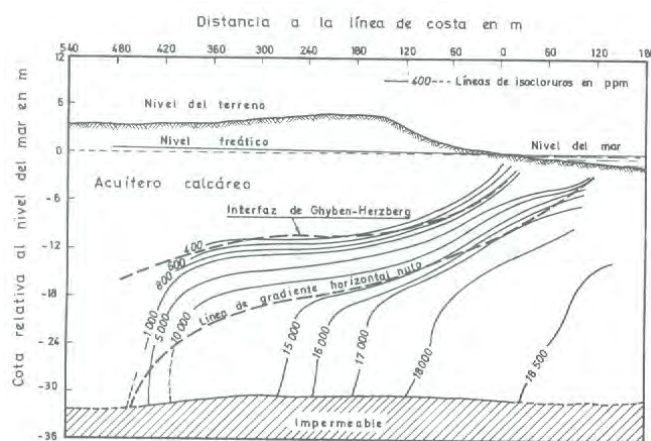


Figura 2.2.5 Sección perpendicular a la costa a través del acuífero del Biscayne Bay (Bahía Vizcaina), en La Florida, que muestra la distribución de la salinidad de la zona de mezcla obtenida por interpolación de datos puntuales de multisondeos (puntos negros), según Kohout (1964). Muestra que la zona de mezcla es muy extensa en la parte inferior menos permeable y con menos flujo de agua dulce. Las líneas de isocloruros están en mg/L. Al agua dulce contiene 16 mg/L y a la marina 19.000 mg/L Cl.



Si existe un mayor flujo de agua salada hacia el interior del continente, el valor de h_s es aún más negativo; la interfaz es más profunda y más inclinada, lo que ocasiona además que el espesor de la zona de mezcla sea menor. Si por el contrario el agua dulce está desplazando al agua marina, el flujo del agua salada hacia el mar requiere que h_s sea un valor positivo y por lo tanto la interfaz es más alta de lo que sería de esperar, su pendiente es menor y el ancho de la zona de mezcla aumenta.

Aunque el cuerpo de agua salada tiene forma de cuña, su pie se inclina para acabar perpendicular a la base del acuífero. Es teóricamente necesario para que en un sistema dinámico no exista flujo de sal perpendicular a los límites impermeables (Henry, 1960).

La topografía del fondo del acuífero influye en la posición y características de la zona de mezcla. La Figura 2.2.6 muestra la diferencia entre un fondo horizontal, un fondo con una depresión y un fondo inclinado, en el caso de flujo 2D, es decir sin variaciones laterales.

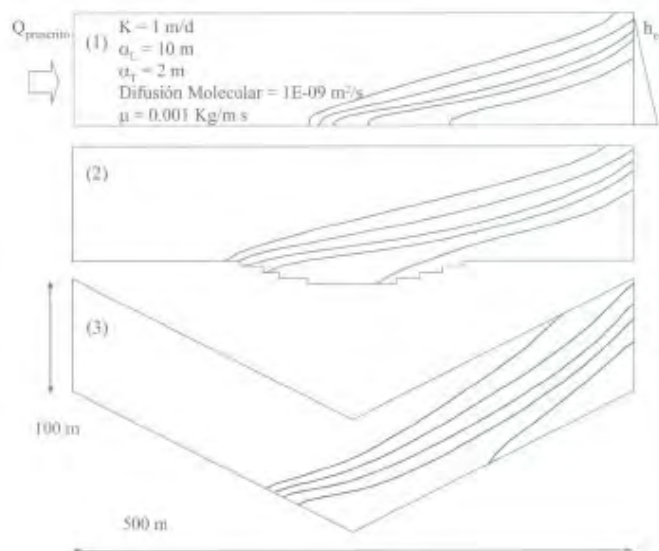


Figura 2.2.6 Diferencia simulada en la penetración de la cuña salina y la distribución de las líneas de isosalinidad entre un fondo horizontal, un fondo con una depresión y un fondo y techo inclinados, en un caso de flujo 2D, es decir sin variaciones laterales y para el mismo caudal circulante de $25 \text{ m}^3/\text{d}/\text{m}$ (Pool et al., 2007). Las isólinas de concentración corresponden a fracciones de agua marina de 0,95, 0,75, 0,50, 0,25 y 0,10. Las variaciones son mayores en el caso en que se produzca una inclinación lateral, como sería el caso de un paleovalle encajado en los sedimentos profundos. La figura está inspirada en el acuífero profundo del delta del Llobregat (Barcelona)

Puede definirse el ancho de la zona de mezcla como la distancia entre las superficies que corresponden a mezclas del ϵ y del $1 - \epsilon$ de agua salada con agua dulce, siendo ϵ un valor entre 0 y 1, por ejemplo 0,1 o 0,25. En realidad, la distribución de concentraciones no es simétrica debido al flujo no uniformemente distribuido a lo largo de la zona de mezcla, que es más intenso en la zona de agua dulce que en la zona de agua salada. Unas veces se identifica la posición de la zona

de mezcla por el plano de mezcla 50% pero en otros se toma como límite el plano de unos pocos por ciento (cuando el agua deja de ser dulce).

El espesor y configuración de la zona de mezcla depende de las heterogeneidades y en especial de la existencia de rasgos más permeables (Wicks y Herman, 1995).

2.2.3 Fórmula de Hubbert

Cuando la transición de la zona salada al agua dulce es relativamente brusca, no se comete gran error al suponer espesor nulo. Si en un cierto lugar se tienen dos piezómetros, uno abierto en el agua dulce justo por encima de la interfaz y el otro lleno de agua salada y abierto justo por debajo de la interfaz, en el primero se observa un nivel de agua dulce sobre el nivel del mar h_d , y en el segundo un nivel de agua salada, h_s (Figura 2.2.7). La profundidad z de la interfaz vendrá dada por el equilibrio entre ambas columnas de líquido:

$$(z + h_d) \gamma_d = (z + h_s) \gamma_s$$

$$z = \frac{\gamma_d}{\gamma_s - \gamma_d} h_d - \frac{\gamma_s}{\gamma_s - \gamma_d} h_s = \alpha h_d - (1 + \alpha) h_s$$

que es la fórmula de Hubbert (1953).

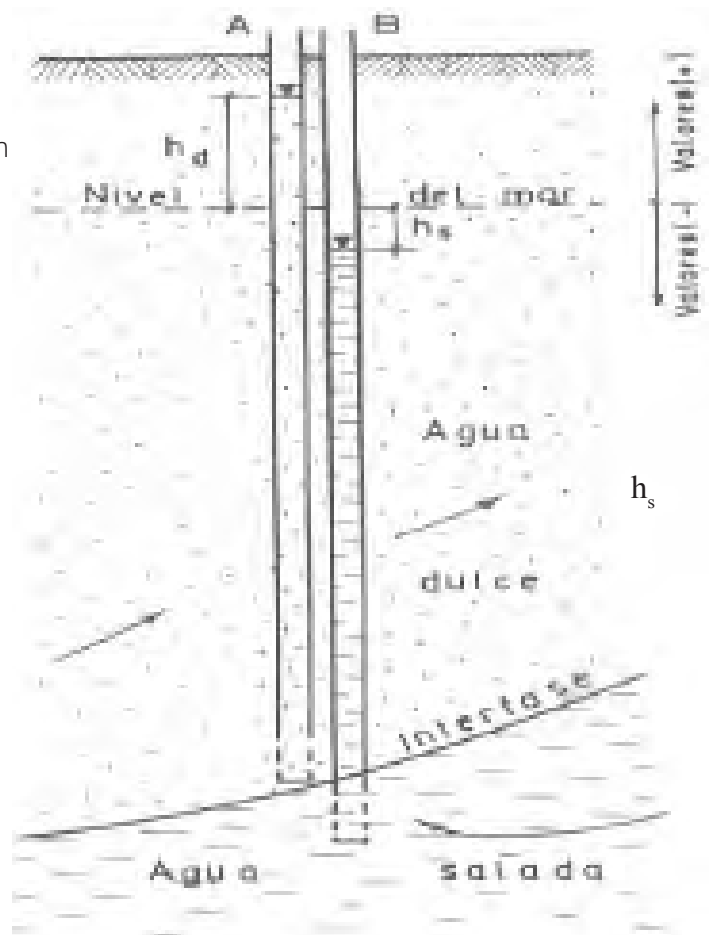


Figura 2.2.7 Esquema para deducir la fórmula de Hubbert.

El primer sumando corresponde a la ley de BGH o a la corrección de Hubbert, según el valor de h_d que se adopte; el segundo sumando es la corrección a realizar a causa del flujo del agua salada que se consume en la zona de mezcla. Como h_s es en general negativo respecto al nivel medio del mar, la profundidad z así calculada es mayor que la que se obtendría con la ley de BGH, tanto con o sin corrección de potencial en la interfaz.

La ley de BGH es aplicable a acuíferos cautivos (confinados) y semiconfinados que afloran en el fondo marino sin más que considerar niveles piezométricos en vez de niveles freáticos. En la Figura 2.2.8 se representan varios casos posibles. En el caso C superior, el potencial del agua dulce en la zona del contacto con el mar es suficiente para contrarrestar la presión debida a la columna de agua marina en parte de la misma. Se produce el escape de agua dulce al mar y una pequeña

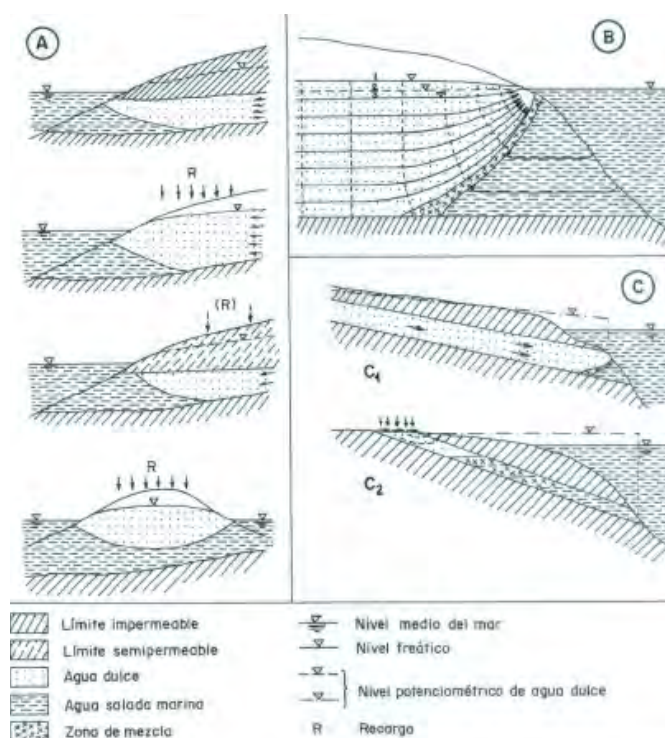
cuña de agua salada. Si z es la profundidad de la parte más alta de la zona de contacto con el mar, para que se pueda establecer el flujo de agua dulce es preciso que el nivel piezométrico del agua dulce en ese lugar h_d valga:

$$(h_d + z) \gamma_d \geq z \gamma_s$$

$$h_d \geq \frac{\gamma_s - \gamma_d}{\gamma_d} \cdot z = z / \alpha$$

Si el valor de h_d es menor, no puede producirse escape de agua dulce al mar (caso C inferior) y entonces la zona de mezcla es muy ancha por no haber expulsión de agua salobre; la posible recarga al acuífero es rechazada o bien se fuga a través del techo en zonas poco profundas.

Figura 2.2.8 Representaciones esquemáticas de situaciones en un acuífero costero. A.– Acuífero cautivo, libre, semiconfinado e isla pequeña permeable, con interfaz brusca; B.– Red de flujo en un acuífero libre con una pequeña zona de mezcla, con indicación del nivel freático (1), del nivel piezométrico de agua dulce sobre la zona de mezcla (2) y del nivel de agua salada bajo la zona de mezcla hasta el pie de la cuña (3); C.– Acuífero cautivo que descarga agua dulce en el fondo marino (figura superior) y sin descarga por no tener suficiente nivel piezométrico en el área de recarga (figura inferior).



Si z' es la profundidad del punto más bajo de la zona de contacto y se cumple:

$$h_d \geq \frac{\gamma_s - \gamma_d}{\gamma_d} \cdot z' = z' / \alpha$$

no puede producirse cuña de agua salada y todo el espesor del acuífero descarga agua dulce al mar.

Muchos acuíferos costeros están estratificados, de modo que la zona de mezcla corta a diferentes capas con propiedades y flujos diferentes. Así, el flujo del agua a lo largo de la zona de mezcla es variable y eso afecta a su espesor estacionario (Collins y Gelhar, 1971; Mualem y Bear, 1974) y más aún al no estacionario.

Si existen varios acuíferos superpuestos, cada uno de ellos con una altura piezométrica diferente, se establecen diferentes estados de equilibrio. Así, en la costa pueden encontrarse acuíferos de agua dulce y acuíferos de agua salada o salobre en la misma vertical. En acuíferos semiconfinados, todo o parte del escape de agua dulce al mar puede hacerse a través del techo semipermeable. En la práctica, los niveles semiconfinantes no son homogéneos y las condiciones de fuga varían de un lugar a otro.

Con frecuencia, el contacto entre un acuífero y el mar es frecuentemente variable y el agua tiende a descargar por lugares preferentes, en cantidad y con presión suficiente como para ser su flujo perceptible, originando surgencias submarinas de agua dulce. Ello sucede especialmente en acuíferos karstificados. Esto se detalla en el Apartado 2.5.6.

2.2.4 Ecuaciones básicas del flujo y transporte en acuíferos costeros

Las ecuaciones y principios básicos que rigen el flujo de agua con densidad variable fueron establecidos por Cooper (1959). El flujo y transporte de salinidad del agua en un acuífero costero está descrita por la ley de Darcy y las ecuaciones de flujo y transporte. Buena parte de lo que se presenta y discute a continuación está basado en el trabajo de Hidalgo et al. (2007b).

La formulación se hace en presiones. Así, la ley de Darcy se expresa como:

$$\mathbf{q} = -\frac{k}{\mu}(\nabla P - \rho \mathbf{g}) \quad [2.2.1]$$

en la que $\mathbf{q}[\text{LT}^{-1}]$ es la velocidad de Darcy (vector), $k[\text{L}^2]$ es el tensor de permeabilidad hidráulica, $\mu[\text{ML}^{-1}]$ es la

viscosidad dinámica, $P[ML^{-1}T^{-2}]$ es la presión, $[ML^{-3}]$ es la densidad del fluido y $g[LT^{-2}]$ es el vector gravedad, dirigido verticalmente hacia abajo y por tanto con componentes horizontales nulas. L , M y T entre corchetes simbolizan respectivamente las dimensiones de longitud, masa y tiempo. Esta ley representa el principio de conservación de la cantidad de movimiento del fluido (Bear, 1972; 1979; Whitaker, 1986; Hassanzadeh, 1986). Puede interpretarse como una ley de equilibrio entre las fuerzas que actúan sobre el fluido. El fluido se mueve debido a las diferencias de presión y la fuerza de la gravedad, que definen el potencial hidráulico. A este movimiento se oponen las fuerzas de carácter viscoso, que son proporcionales a la velocidad del fluido y representan la resistencia del medio al flujo.

La ecuación [2.2.1] es la forma en presiones de la Ley de Darcy. El flujo del agua viene controlado por el gradiente de presiones y el efecto de la gravedad, que es fundamental para entender la dinámica de los fenómenos de intrusión marina.

La ley de Darcy puede expresarse en términos del nivel equivalente de agua dulce, definida como la altura de una columna de agua dulce que produce la misma presión en el punto de medida, es decir,

$$h_f = \frac{P}{\rho_0 g} + z \quad [2.2.2]$$

donde $h_f[L]$ es el nivel equivalente de agua dulce, $\rho_0[ML^{-3}]$ es la densidad del agua dulce y $z[L]$ es la elevación. Substituyendo [2.2.1] en [2.2.2] (2) se obtiene la ley de Darcy en términos de nivel equivalente de agua dulce

$$q = -\frac{k}{\mu} \rho_0 g \left(\nabla h_f + \frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} \nabla z \right) \quad [2.2.3]$$

en la que z es un vector unitario vertical en sentido opuesto a la gravedad (Dentz et al., 2006, Smith, 2004). El nivel piezométrico deja de tener sentido como indicador de la dirección de flujo.

El término de flotación puede interpretarse como la fuerza en sentido vertical debido al contraste de densidades que experimenta un fluido de densidad ρ inmerso en otro de densidad ρ_0 . Este término es la principal diferencia con el flujo con densidad constante. Confiere al flujo un marcado carácter tridimensional (3D). Por esta razón, los efectos de la topografía del fondo del

acuífero y los flujos laterales han de ser cuidadosamente considerados (Abarca et al., 2007a), ya que se pueden producir penetraciones mayores de la cuña de intrusión marina.

La variabilidad del término de flotación impide que el flujo se pueda representar como el gradiente de un campo escalar. Es decir, no existe un potencial hidráulico en el caso de flujo con densidad variable. Así, las líneas de igual nivel equivalente de agua dulce, y mucho menos las de igual presión, no informan sobre el flujo del agua subterránea en un acuífero costero ya que cuando la densidad del fluido es variable, la dirección de flujo no es perpendicular a los planos de igual nivel. La función de corriente depende de la densidad (Evans y Raffensperger, 1992). La densidad depende de la concentración, como lo expresa la fórmula [2.2.4], frecuentemente usada.

$$\rho = \rho_0 (1 + \beta_\omega) \quad \rho = \rho_0 e^{\beta_\omega \omega} \quad [2.2.4]$$

en la que $\beta_\omega[-]$ es una constante empírica y $\omega[-]$ es la fracción másica de sal en el fluido. La masa de fluido por unidad de volumen de medio $M_f[M]$ viene dada por:

$$M_f = \rho \Theta \quad [2.2.5]$$

en la que $\Theta[-]$ es el contenido volumétrico de agua por unidad de volumen de acuífero.

El flujo y transporte están acoplados. Para el rango de concentración que se encuentra en los problemas de intrusión marina, una aproximación lineal es suficiente (Voss y Souza, 1987), si bien la forma exponencial es la que mejor se ajusta a los datos experimentales en un rango de variación mayor.

La ecuación de flujo representa el balance de masa (conservación) de fluido en el acuífero. Puede escribirse como:

$$\frac{\partial \rho \Theta}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho q) + r \quad [2.2.6]$$

en la que r representa las fuentes o sumideros de agua.

La ecuación [2.2.6] comprende las dos componentes del sistema, agua y sal, y no sólo el agua. Por tanto, las fuentes y sumideros de fluido pueden tener dos naturalezas distintas según afecten a una de las componentes del fluido o a ambas. Teniendo en cuenta esta característica, puede escribirse:

$$\mathbf{r} = \mathbf{r}^* \mathbf{Q} + m_s \quad [2.2.7]$$

El término $\rho^* \mathbf{Q}$ representa las fuentes o sumideros de fluido en forma líquida y $m_s [MT^{-1}L^{-3}]$ las de sal pura. $Q [L^3T^{-1}L^{-3}]$ es el volumen de fluido por unidad de tiempo y volumen de acuífero y ρ^* su densidad. Además del caudal extraído o inyectado, es necesario conocer la densidad del fluido fuente o sumidero. Las contribuciones a la masa total de fluido de fuentes o sumideros de sal pura m_s suelen considerarse despreciables (Voss y Provost, 2002).

La variación del almacenamiento de fluido se produce tanto por la compresibilidad del medio poroso y del propio fluido como por las variaciones de sal disuelta. Si la fórmula [2.2.7] se expande en términos de nivel equivalente de agua dulce y fracción másica de sal ω , se obtiene:

$$\frac{\partial(\rho\theta)}{\partial t} = \rho S_s \frac{\partial h_f}{\partial t} + \rho \beta_s \theta \frac{\partial \varpi}{\partial t} \quad [2.2.8]$$

en la que $S_s [L^{-1}]$ es el coeficiente de almacenamiento específico, que considera implícitamente la compresibilidad del fluido. Sin embargo, es habitual considerar que la densidad del fluido depende sólo de la cantidad de sal disuelta, ya que su compresibilidad es pequeña.

La complejidad de la ecuación de flujo con densidad variable ha motivado que se adopten diferentes simplificaciones para tratar de resolverla. La más sencilla es la aproximación de interfaz brusca, en que se supone que no hay mezcla entre el agua dulce y el agua salada y que se cumple la aproximación de Dupuit–Forchheimer (Forchheimer, 1886), es decir, que el flujo es horizontal. En estado estacionario, el agua salada está en reposo, lo que facilita definir la ecuación de la interfaz a partir de la relación de BGH.

Otra aproximación habitual es la de Oberbeck–Boussinesq (Oberbeck, 1879; Boussinesq, 1903). En ella se considera que el gradiente de densidades es pequeño o perpendicular al flujo de agua. Esta aproximación es aceptablemente válida en régimen estacionario, ya que las líneas de igual concentración son sub-paralelas al flujo. Si además se desprecia la variación temporal de la densidad, la ecuación de flujo queda:

$$S_0 \frac{\partial h_f}{\partial t} = -\nabla \mathbf{q} + \mathbf{r} \quad [2.2.9]$$

Esta aproximación, que equivale a suponer que la conservación de masa y volumen son equivalentes, es válida cuando las velocidades siguen las líneas de igual

concentración (Bear, 1972). Cuanto menores sean los gradientes de concentración, mejor será la aproximación.

Para resolver la ecuación de flujo es necesario imponer condiciones de contorno al sistema (Padilla y Cruz–Sanjulián, 1997). Matemáticamente se expresan como:

$$\rho \mathbf{q} \cdot \mathbf{n} = \rho^* \mathbf{q}_b \cdot \mathbf{n} + j_s \quad [2.2.10]$$

donde \mathbf{n} es el vector normal al contorno, $\mathbf{q}_b [LT^{-1}]$ es el flujo en el contorno y $j_s [ML^{-2}T^{-1}]$ es el flujo de sal pura expresado por unidad de superficie.

Las condiciones de contorno pueden imponerse tanto sobre la variable de estado como sobre los flujos másicos. En lugar de especificar el flujo en el contorno se suele prescribir el valor de la variable de estado. Las condiciones de presión (o nivel) prescritas se utilizan para representar zonas en las que el valor de la presión es conocido, como en piezómetros, ríos o el contorno de mar. En el caso del mar, el nivel de agua dulce equivalente crece con la profundidad. El nivel medido en el pozo no se corresponde con el nivel equivalente de agua dulce, el cual depende del grado de mezcla de la columna de agua (Custodio, 1976). Esto supone aplicar una corrección.

Cuando se especifica el flujo en el contorno, hay que tener en cuenta que se trata de un caudal másico y no volumétrico. Esta condición de contorno se utiliza para simular bombeos, inyecciones y adición de sal. El flujo másico puede ser en forma de salmuera ($\rho^* \mathbf{Q}$) o como sal (j_s). Frecuentemente, el flujo másico depende de la propia variable de estado en el contorno. En este caso, la condición de contorno se llama mixta y el flujo másico es proporcional a la presión externa. Es una condición apropiada para considerar las interacciones río – acuífero y los contactos con el mar, ya que muchas veces la conexión con el acuífero no es directa.

Al igual que la ecuación de flujo, la ecuación de transporte representa la conservación de masa. En este caso se conserva la masa de soluto, que por unidad de volumen de acuífero es $\rho \theta \omega$. Por tanto, la ley de conservación de masa se expresa como:

$$\frac{\partial(\rho \theta \omega)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \mathbf{q} \omega) + \nabla \cdot (\rho (D_m + D) \nabla \omega) + \rho^* \mathbf{Q} \omega + m_s$$

[2.2.11]

en la que $D_m [L^2 T^{-1}]$ es el coeficiente de difusión molecular, $D [L^2 T^{-1}]$ el tensor de dispersión hidrodinámica y ω^* la fracción másica de sal de la fuente o sumidero de soluto.

El término de almacenamiento expresa la variación de masa de soluto por unidad de acuífero y tiempo. La variación se debe a cambios de concentración y del volumen de fluido Θ . Con frecuencia, el volumen de fluido se considera constante e igual a la porosidad, pero esto puede llevar a graves errores tanto en el balance de masa de soluto como en la solución de transporte cuando las variaciones de nivel son grandes. De hecho, cuando Θ es muy variable, este término debe tratarse con cuidado para evitar errores de balance de masa (Saaltink *et al.*, 2004).

En la ecuación

$$\rho \Theta \frac{\partial \omega}{\partial t} = -\rho \mathbf{q} \cdot \nabla \omega + \nabla \cdot (\rho (D_m + D) \nabla \omega) + \rho^* \mathbf{Q} (\omega^* - \omega) + m_s (1 - \omega) \quad [2.2.12]$$

el flujo másico por difusión–dispersión sigue la ley de Fick. La elección del tensor de dispersión es fundamental para el resultado de los modelos. La dispersión afecta a la forma y penetración de la cuña de intrusión marina. Una dispersión alta provoca una zona de mezcla ancha y una cuña salina que penetra poco en el acuífero, mientras que una dispersión baja tiene el efecto contrario. También el ancho de la interfaz es proporcional a la media geométrica de los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal (Abarca *et al.*, 2007b). Voss y Provost (2002) han propuesto utilizar coeficientes de dispersión longitudinal y transversal no isótropos para controlar más eficazmente la forma de la interfaz.

La ecuación [2.2.12] contiene información sobre el balance de masa de fluido que ya se tiene en cuenta en la ecuación de flujo [2.2.6]. Por esta razón, muchas veces se resta de la ecuación de transporte la ecuación de flujo multiplicada por la fracción másica de soluto de agua residente. Así se obtiene la forma advectiva de la ecuación de transporte:

$$\frac{\partial (\rho \Theta \omega)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho \mathbf{q} \omega) + \nabla \cdot (\rho (D_m + D) \nabla \omega) + \rho^* \mathbf{Q} \omega^* + m_s \quad [2.2.13]$$

La ecuación [2.2.13] resuelve el mismo problema y proporciona el mismo resultado para la variable de estado que la [2.2.12], si bien no es un balance de masa de soluto. Esta forma de la ecuación, que es la más habitual, no requiere que ni $\rho \Theta$ ni \mathbf{q} sean constantes.

Para resolver la ecuación de transporte es necesario imponer condiciones de contorno en cuanto al flujo másico de soluto a través de las fronteras del sistema.

Al igual que para el flujo, se suele prescribir el valor de la concentración en el contorno en lugar del flujo másico. Su uso está desaconsejado en la mayoría de los casos ya que introduce gran cantidad de soluto en el sistema por mecanismos difusivos–dispersivos (Konikow *et al.*, 1997; Zhang *et al.*, 2001). Según Carrera *et al.* (2011), uno de los errores más frecuentes relacionados con esta condición de contorno es considerar el contacto entre el acuífero y el mar como un contorno de concentración fija. La condición adecuada para simular el mar es la de flujo másico con concentración dependiente de la dirección de flujo. Esta condición establece que si se trata de una entrada, el fluido tendrá la concentración externa y si se trata de una salida tendrá la concentración del acuífero. Se debe asociar este tipo de condición de contorno a todas las zonas que en las que haya una entrada o salida de fluido. Además, si las fuentes de soluto puro no están consideradas en las condiciones de contorno de flujo, se produce una incoherencia en el balance de masa, que puede tener notables efectos sobre la solución obtenida.

Las ecuaciones [2.2.6] y [2.2.13] no suelen tener solución analítica, salvo en el caso muy simple del problema de Henry (Croucher y O’Sullivan, 1995; Abarca *et al.*, 2007b), que se utiliza para probar el buen comportamiento de los códigos de cálculo numérico. El procedimiento habitual para resolver las ecuaciones es mediante métodos numéricos, tales como elementos finitos, diferencias finitas o similares, como se comenta en la Sección 2.2.8 de este Capítulo 2.

2.2.5 Consideraciones sobre el flujo del agua subterránea con salinidad variable

El nivel de agua en un piezómetro puntual lleno de la misma agua existente en su zona abierta corresponde al nivel piezométrico puntual o potencial puntual, h_p . Es el que normalmente se mide, salvo que por diversas causas el tubo esté lleno de un agua diferente. Si se intenta deducir la dirección y sentido del flujo del agua a partir de niveles piezométricos puntuales medidos en piezómetros y pozos con agua de diferente salinidad, se comete un error, que puede ser importante si las variaciones de densidad son notables.

Si se tiene un piezómetro abierto a una profundidad z bajo el nivel del mar y lleno de un agua de densidad puntual γ_p (la del agua que corresponde al acuífero en

ese punto), el correspondiente potencial de agua dulce se deducirá del equilibrio de presiones en ese punto (Figura 2.2.9).

$$(z + h_d) \gamma_d = (z + h_p) \gamma_p$$

$$h_d = \frac{\gamma_s - \gamma_d}{\gamma_d} \cdot z + \frac{\gamma_p}{\gamma_d} h_p$$

siendo h_d el potencial de agua dulce y h_p altura medida del agua en el tubo o potencial puntual. Las z se miden a partir del nivel medio del mar hacia abajo; las h son positivas hacia arriba.

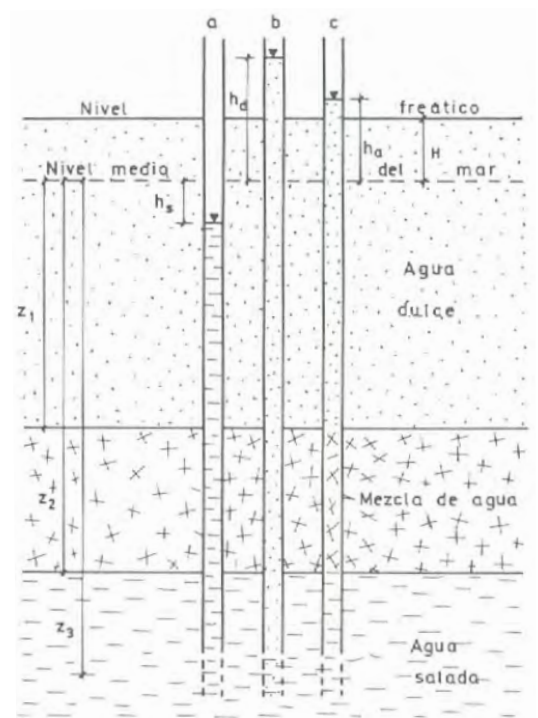


Figura 2.2.9 Definición y condiciones relativas a nivel de agua puntual h_p , al nivel de agua dulce h_d y al nivel de agua ambiental o local h_a en un sondeo abierto en la zona de agua salada de un acuífero de salinidad estratificada.

En la zona de agua dulce, el potencial de agua dulce es igual al potencial puntual. En la zona de agua salada, el potencial de agua dulce crece al aumentar la profundidad del piezómetro, ya que cada vez se substituye una columna mayor de agua salada por agua dulce.

Si la columna del piezómetro está llena de agua de diferentes densidades, de modo que su distribución sea similar a la existente en el terreno, el nivel del agua en el tubo determina el llamado *potencial ambiental o local* h_a (Luszczynski, 1961a; Post et al, 2007). El nivel del agua ambiental h_a no es medible y debe ser calculado. Puede ser algo mayor o algo menor que el nivel freático. Sólo es igual si el flujo es horizontal.

Suponiendo que en un cierto lugar existe un acuífero con agua dulce en la parte superior y agua salada en la parte inferior, con agua mezcla entre las profundidades z_1 y z_2 , el equilibrio de presiones permite escribir con carácter general:

$$(\gamma_s - \gamma_d) z_1 = \gamma_d \cdot h_a - \gamma_p \cdot h_p - (\gamma_p - \gamma_s) z$$

Esta ecuación, llamada *fórmula de Luszczynski*, permite comparar las diferencias entre tener en cuenta y prescindir de la zona de mezcla.

a) Si $z_1 = z_2$ (ausencia de zona de mezcla, es $\gamma_a = \gamma_s$ y $h_p = h_s$, con

$$z_1 = \frac{1}{\gamma_s - \gamma_d} [-\gamma_p h_p - z(\gamma_p - \gamma_s) + \gamma_d h_d]$$

que es igual a la fórmula de Hubbert si $h_a = h_d$. Esto equivale a suponer flujo perfectamente horizontal, además de la ausencia de zona de mezcla.

b) Si además el agua salada es estacionaria, con el nivel medio del mar como referencia altitudinal, $h_s = 0$

$$z_1 = \frac{1}{\gamma_s - \gamma_d} \gamma_d h_a = \frac{\gamma_d}{\gamma_s - \gamma_d} h_d$$

que es la fórmula de BGH.

Si la única restricción es que el flujo sea horizontal, $h_a = h_d$, la fórmula de Luszczynski queda simplificada a:

$$z_1 = \frac{1}{\gamma_s - \gamma_d} [-\gamma_s h_s + \gamma_d h_s]$$

que mejora a la de Hubbert puesto que incluye la zona de mezcla.

El cálculo de la profundidad de la interfaz con la fórmula de BGH supone que el agua salada tiene el nivel medio del mar, que se toma como cero y que debe ser conocido. Como las otras fórmulas incluyen la determinación del nivel del agua salada, la referencia altimétrica puede ser arbitraria.

La posición de la interfaz agua dulce–agua salada dentro de un sondeo abierto en toda su longitud no es la existente en el medio, como muestra esquemáticamente la Figura 2.2.10.

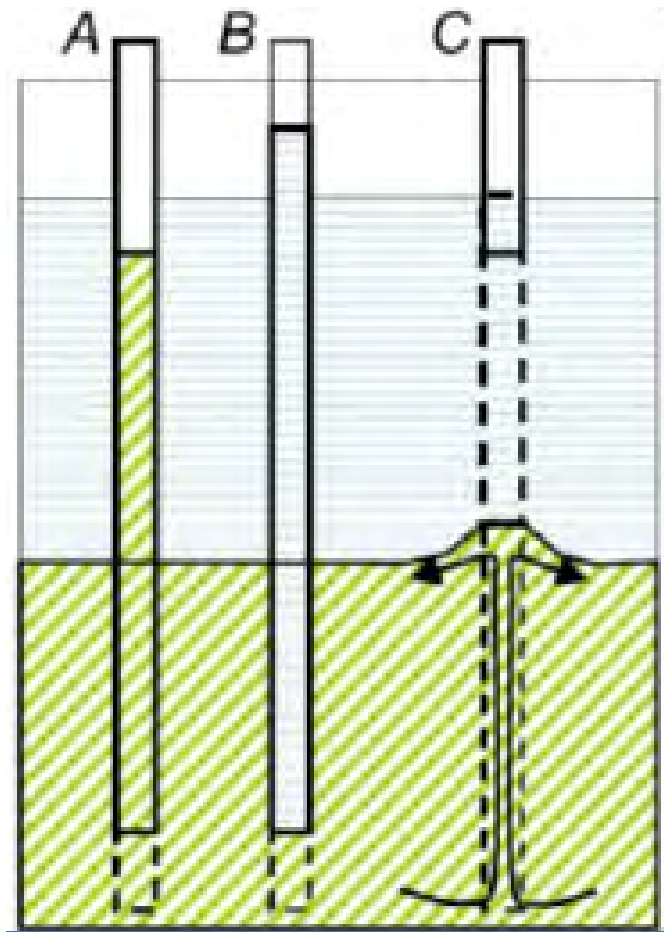


Figura 2.2.10 Acuífero con interfaz agua dulce–agua salada brusca. A indica el nivel de agua salada en un piezómetro abierto cerca de la base del acuífero sin flujo vertical en el agua salada y B el nivel equivalente de agua dulce. C es un sondeo abierto en toda su longitud; el nivel que se observa es el de la parte superior con agua dulce, pero la posición de la interfaz es diferente y más alta (Carrera et al., 2010).

2.2.6 Resolución analítica de las ecuaciones del flujo y transporte

La resolución analítica de las ecuaciones del flujo en un acuífero costero es rara vez factible, salvo en condiciones geométricas y de contorno sencillas y con interfaz brusca. En la Sección 2.2.7 se dan algunas soluciones, que en general recurren a la aproximación de Dupuit–Forchheimer. Por lo tanto no son exactas, aunque en la práctica son suficientemente precisas, salvo en el mismo entorno de la costa. La interfaz brusca se comporta del mismo modo que una superficie freática o libre, que es una interfaz agua–aire. Por lo tanto se pueden aplicar los mismos métodos de cálculo (Kashef, 1967).

Para obtener soluciones con menos limitaciones se recurre a técnicas matemáticas diversas. La clásica de la hodógrafa, desarrollada para superficies libres (Bear y Dagan, 1964a; Bakker, 2006), ha proporcionado nuevas soluciones. Para la búsqueda de soluciones analíticas se puede considerar el paso del agua dulce al agua salada como un salto que se trata mediante la introducción de vórtices (Bruggeman, 1988). Ello permite definir funciones de corriente (Senger y Fogg, 1990).

Strack (1972; 1976) propuso el uso de un potencial único que represente simultáneamente a los dos fluidos de densidad distinta. Una de las soluciones de mayor interés práctico es la de la fórmula que da la posición de la interfaz y del pie de la cuña salina en un acuífero costero homogéneo con base horizontal y costa lineal cuando se extrae un caudal constante de un pozo totalmente penetrante (Figura 2.2.11). Esta solución ha sido después comparada con soluciones numéricas con zona de mezcla para determinar la bondad de las soluciones. Se ha llegado a la conclusión que la formulación de Strack es aplicable para determinar el caudal de extracción sin riesgo de salinización por excesivo avance del pie de la cuña. Para ello, es suficientemente aproximado substituir el valor del contraste de densidades, ϵ , por otro menor, en función de las características del acuífero (Pool y Carrera, 2011):

$$\epsilon = (\delta_s - \delta_d) / \delta_d \quad \text{por} \quad \epsilon' = \epsilon [1 - (\alpha_T / z_o)^{1/6}]$$

en la que α_T = dispersividad transversal, z_o = profundidad bajo el nivel de mar de la base horizontal del acuífero, δ_d = densidad del agua dulce y δ_s = densidad del agua salada. El error es menor del 0,1% para agua marina.

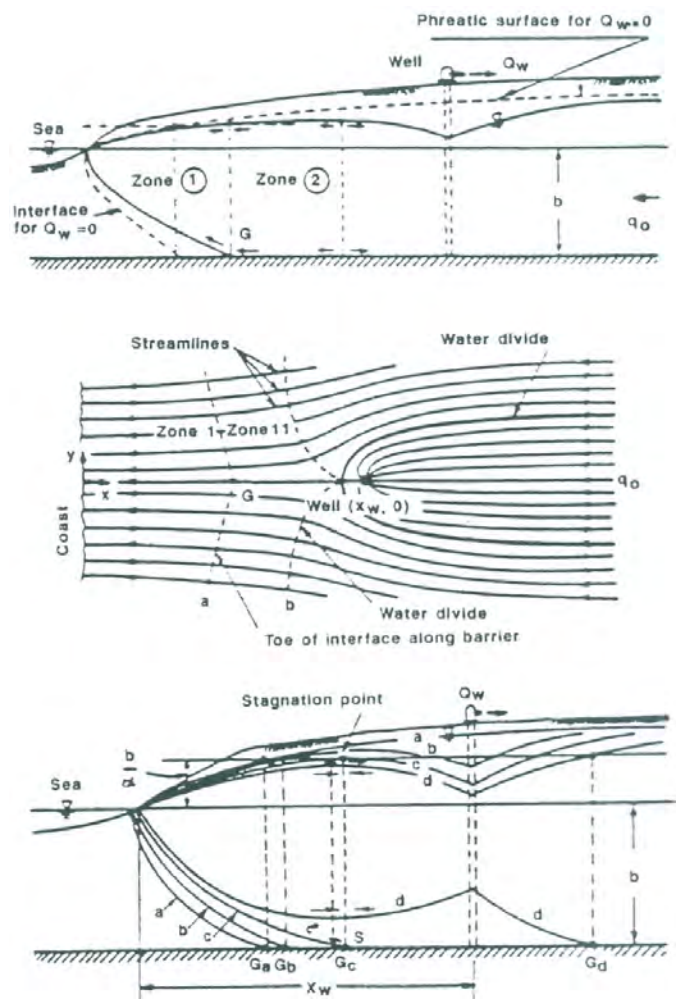


Figura 2.2.11 Aplicación de la fórmula de Strack para determinar la posición estacionaria de la interfaz brusca en un acuífero homogéneo con flujo inicial paralelo cuando se establece el bombeo de un pozo totalmente penetrante.

Es posible considerar la existencia de fluido de densidad variable (Strack y Bakker, 1995; Bachu, 1995) y encontrar soluciones para deducir los parámetros hidráulicos mediante ensayos de bombeo (Van Meir y Lebbe, 2005).

57

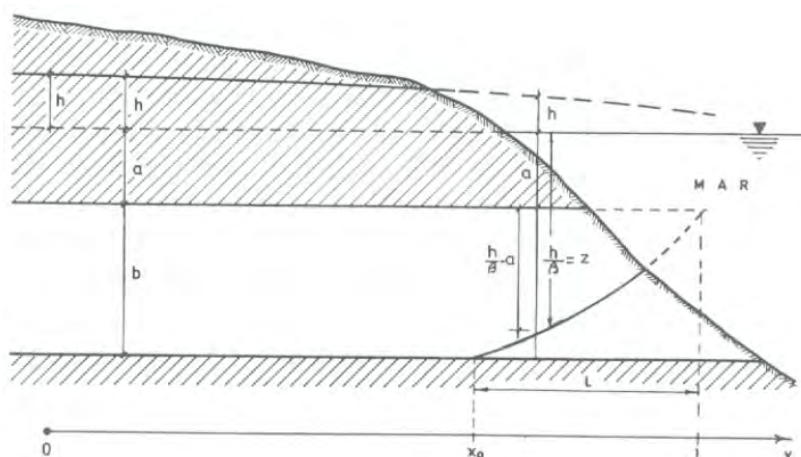


Figura 2.2.13 Esquema para el cálculo de la superficie piezométrica y la profundidad de la interfaz en un acuífero cautivo que aflora en el fondo marino.

La penetración de la cuña salina L para un espesor del acuífero b , es:

$$L = \frac{k b^2}{2\alpha q_0}$$

La consideración de otras situaciones puede verse en van Dam (1975) y en Custodio (1976). Los acuíferos

semiconfinados permiten planteamientos sencillos, aunque la solución general requiere que se resuelva por métodos numéricos (van Dam, 1979; 1981; van Dam y Sikkema, 1982; ten Hoorn, 1981). El tratamiento de acuíferos inclinados o de varios acuíferos semiconfinados es complicado y es preciso recurrir a resoluciones numéricas.

2.2.8 Resolución numérica y simulación del comportamiento de los acuíferos costeros

El movimiento del agua subterránea en un acuífero costero con salinidad variable viene determinado por la ley de Darcy generalizada, que permite plantear la ecuación de la continuidad en función de parámetros del medio y del potencial hidráulico o las presiones del agua. Esta ecuación de la continuidad expresa el balance de agua en un volumen elemental representativo del medio subterráneo, como se expone en la Sección 2.2.4.

Actualmente hay disponibles un buen número de códigos para acuíferos costeros, tanto en situación de interfaz brusca agua dulce–agua salada como considerando la zona de mezcla, en 2 y 3 dimensiones. Han sido presentados progresivamente por diferentes autores, como Bobba (1993), Oude Essink (2003) y Ukarande (2009).

Las primeras modelaciones consideraban interfaz brusca y se trataba de ver el movimiento de la cuña salina y del pie de la misma sobre la base del acuífero,

con algunos planteamientos que buscaban mayor eficiencia al acoplar las ecuaciones para el agua dulce con las del agua salina (Ferrer Polo y Ramos Ramis, 1982).

Actualmente es posible modelar la zona de mezcla eficientemente con códigos de fácil acceso. Tales son TRANSDENSE, del Grupo de Hidrología Subterránea del CSIC–UPC, que se apoya en el Visual Transin (UPC, 2003); SEAWAT (Guo and Langevin, 2002; Langevin et al., 2008; Post, 2011), que se apoya en el MODFLOW (Harbaugh, 2005), y SUTRA (Voss, 1984), ambos del USGS; FEMWATER (Lin et al., 1997) y HST3D (Kipp, 1987), que son de libre acceso; y el comercial FEFLOW (Diersh, 2005). Han sido objeto de muy diferentes estudios sobre sus capacidades y limitaciones. Véase Carrera et al. (2010), Dentz et al. (2006), Voss y Provost (2002), Konikow et al. (1997), Dausman et al. (2009), Mulligan et al. (2011). El Code_Bright permite el tratamiento del flujo multifase isoterma (Olivella, 1994), aunque su mayor interés es para acoplar medio no saturado–medio saturado. El Instituto Geológico

y Minero de España ha elaborado el código SIMTRA (Murillo et al., 2007). Otro código disponible es el d^{3f} (Schneider y Fein, 2004). Hidalgo et al. (2007a), Herrería y Murillo Díaz (2007) y Prasad y Simmons (2005) aportan una revisión y comparación de los códigos disponibles hasta un cierto momento. La elaboración de los códigos ha tenido en cuenta diversas circunstancias, según domine el flujo advectivo (Chang y Clement, 2012; Diersch y Kolditz, 2002; Benson et al., 1998) o el dispersivo. Con frecuencia, en situaciones complejas, el tiempo de cálculo es largo y por ello se elaboran métodos cada vez más eficientes (Pulido–Velázquez et al., 2008).

Como los acuíferos suelen ser mucho más anchos que profundos, muchas veces se trabaja con elementos muy alargados. En estos casos se tiene que simular al mismo tiempo una zona de mezcla de poco espesor y

una variación horizontal importante de concentración y densidad, lo que supone que en ciertos elementos existan fuertes gradientes de densidad. Por esto Voss y Souza (1987) propusieron considerar la densidad variable en la dirección horizontal y constante en la dirección del vector de la gravedad, para que el término de flotación sea a la vez coherente con el gradiente de niveles equivalentes y variable lateralmente. Llopis–Albert y Pulido–Velázquez (2014a y 2014b) han analizado esta circunstancia para el código MODFLOW.

El tratamiento es frecuentemente en tres dimensiones (Zheng y Wang, 1999). En determinados casos se puede introducir simplificaciones para hacer el tratamiento en dos dimensiones con razonable precisión; consisten en modificar del término convectivo–advectivo de forma variable en el espacio (Pool et al., 2007). Véanse las Figuras 2.2.14 y 2.2.15.

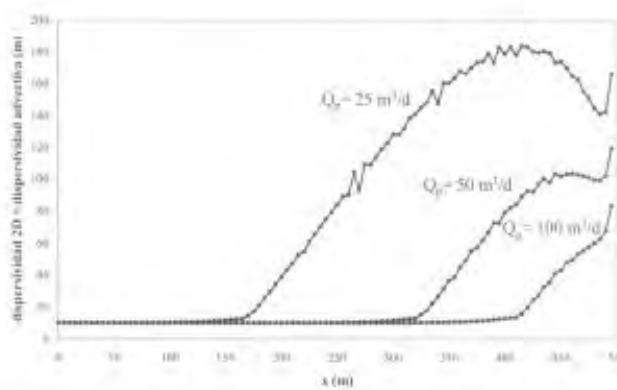


Figura 2.2.14 Con referencia a la Figura 2.2.6 superior, en el caso de base horizontal del acuífero, es posible obtener similares resultados al modelo dispersivo–advectivo 2D (en este caso el Transdens, Hidalgo et al., 2005) con un modelo 1D aplicando variaciones a lo largo de la sección simulada de la dispersividad, como se indica en Pool et al. (2007). Aquí se muestra para tres caudales.

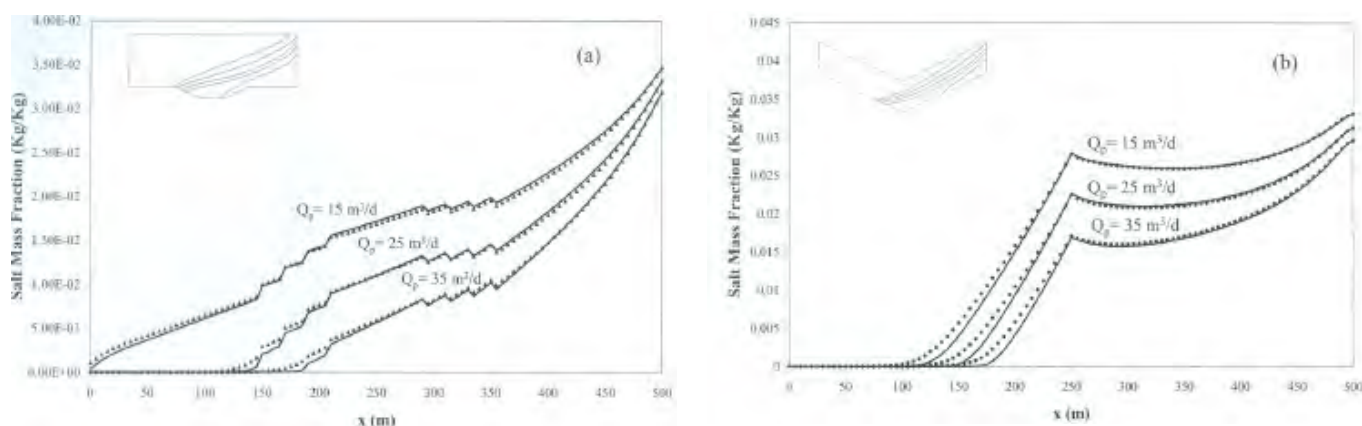


Figura 2.2.15 Con referencia a la figura intermedia de la Figura 2.2.6, en el caso de base del acuífero con una depresión y en el de con base y techo inclinados, es posible obtener similares resultados al modelo dispersivo–advectivo 2D (en este caso el Transdens, Hidalgo et al., 2005) con un modelo 1D con las variaciones a lo largo de la sección simulada de la dispersividad, como se indica en Pool et al. (2007). Aquí se muestran la concentración media del agua que fluye hacia el mar como fracción salina en kg/kg, para tres caudales.

La escala del problema juega un papel importante en cómo y cuándo realizar la modelación con consideración de la dimensión vertical (Oude-Essink y Boekelman, 1996).

En el caso de una condición de mar muy variable, como la de marea, se requiere un tratamiento adecuado para limitar el coste de cálculo (Mulligan et al., 2011).

Las trayectorias del agua en el acuífero están afectadas por el campo de densidad. Se pueden obtener de la simulación (Capilla Romà et al., 1995).

Los modelos de flujo con fluido de densidad (salinidad) variable pueden completarse con la consideración del transporte reactivo de soluto, de modo que se tenga en cuenta las reacciones químicas e isotópicas en el seno del agua y entre el agua y la roca (De Simoni et al., 2007). Estos modelos ya están disponibles para los iones principales, pero aún no son herramientas de uso habitual general. Son de uso frecuente en flujo 1D, como sucede a lo largo de una columna.

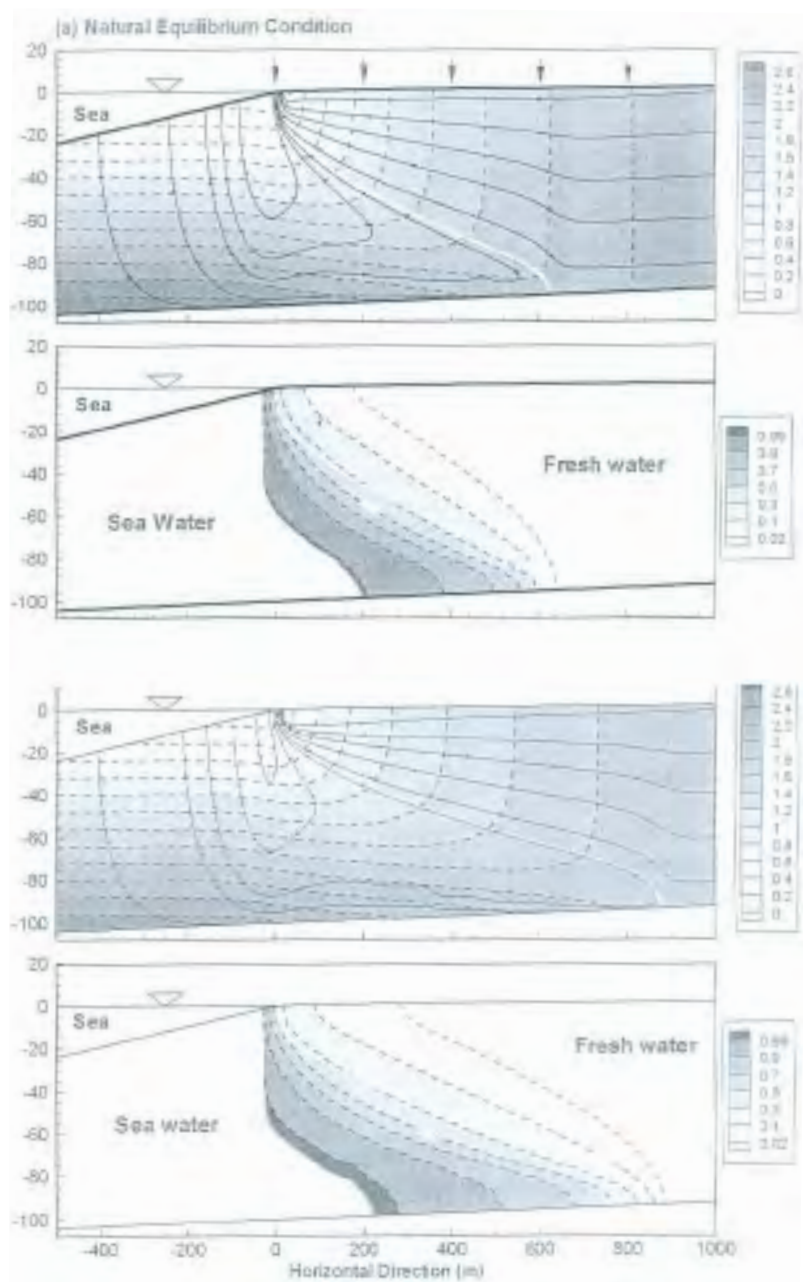


Figura 2.2.16 Líneas de corriente y fracción de agua marina en la zona de mezcla en un acuífero libre recargado desde aguas arriba, según el flujo de agua dulce; el flujo es mayor en las figuras superiores que en las inferiores (Bear, 2007). La línea clara en las figuras con las líneas de corriente corresponde a lo que sería la interfaz brusca.

Para resolver matemáticamente las ecuaciones en derivadas parciales que gobiernan el flujo y el transporte de masa en un acuífero hay que especificar las condiciones de contorno, como se comenta en la Sección 2.2.4, además de las iniciales en el caso de condiciones no estacionarias. Desde un punto de vista matemático, las condiciones de contorno deben incluir los valores normales al contorno de la función dependiente o de su derivada. Para el agua subterránea, las condiciones de contorno son generalmente de tres tipos (Padilla y Cruz–Sanjulián, 1997):

- 1) valor especificado o condición de primer orden o de Dirichlet (nivel piezométrico, concentración), en un contorno abierto
- 2) flujo especificado o condición de Neumann, que corresponde a un gradiente piezométrico o de concentración prescrito
- 3) flujo dependiente del valor o condición mixta (de Cauchy), en la que el flujo a través del contorno depende a la vez del valor y de su derivada normal al contorno.

El correcto funcionamiento de los códigos se hace por comparación entre ellos y con las únicas dos soluciones analíticas disponibles en situaciones muy simples, que son los problemas de Henry y de Elder (Elder, 1967), como desarrollan Simpson y Clement (2003, 2004a y 2004b) y Abarca et al. (2007b).

La selección de condiciones de contorno es probablemente el paso más crítico en la conceptualización y desarrollo de un modelo de simulación del comportamiento de un sistema de agua subterránea (Franke et al., 1987).

En problemas de transporte de masa en acuíferos, es raro encontrar condiciones reales en las que la concentración de soluto permanezca fija sean cuales sean los esfuerzos o cambios en el correspondiente campo de flujo o en el gradiente de concentraciones (Konikow et al., 1997). No obstante, se suelen aplicar condiciones de contorno de valor especificado, tanto para el modelo de flujo como para el transporte de masa.

Cuando se impone una condición de valor constante en un determinado segmento y este valor difiere de los valores especificados o calculados en puntos de cálculo adyacentes, se produce un flujo hacia o desde el contorno (Zheng et al., 2001; Hidalgo et al., 2007a), como

se considera en la Sección 2.2.4. Para mantener una determinada concentración cuando existe un gradiente de concentración se requiere flujo de soluto. Este flujo de soluto debe compensarse mediante la aportación o extracción de un flujo equivalente de masa disuelta en el lugar en que se impone la concentración fija como condición de contorno. Este flujo es por difusión o por advección. Esto no es lo que se ha especificado si el contorno es de no flujo (impermeable) y por lo tanto se produce un error de balance. Así, la precisión de la solución en el entorno del contorno depende mucho en la adecuada conceptualización del problema. Esto es especialmente importante en el límite con el cuerpo de agua salada (el mar). Si este límite se plantea como de salinidad fija en el lado marino, se pueden cometer errores, ya que, como se ha dicho, se trata de un contacto de flujo por el que sale agua del acuífero y entra agua marina. Esta inconsistencia se da en la mayoría de los códigos de densidad variable disponibles. Esto se muestra de forma simplificada en la Figuras 2.2.17a y 2.2.17b.

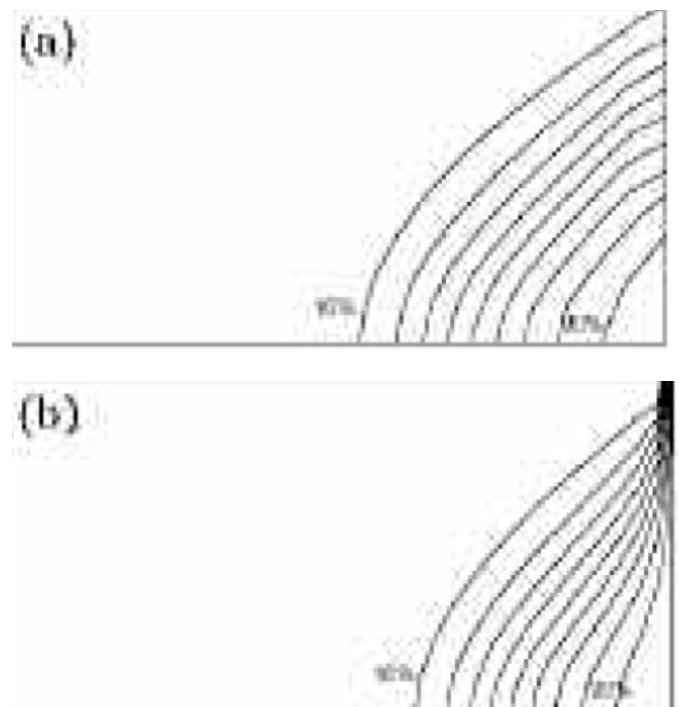


Figura 2.2.17a Isolíneas de concentración (de 10% a 100% agua marina) considerando en el lado mar (a) una condición de flujo másico con concentración dependiente de la dirección de flujo y (b) concentración prescrita (Hidalgo et al., 2007b).

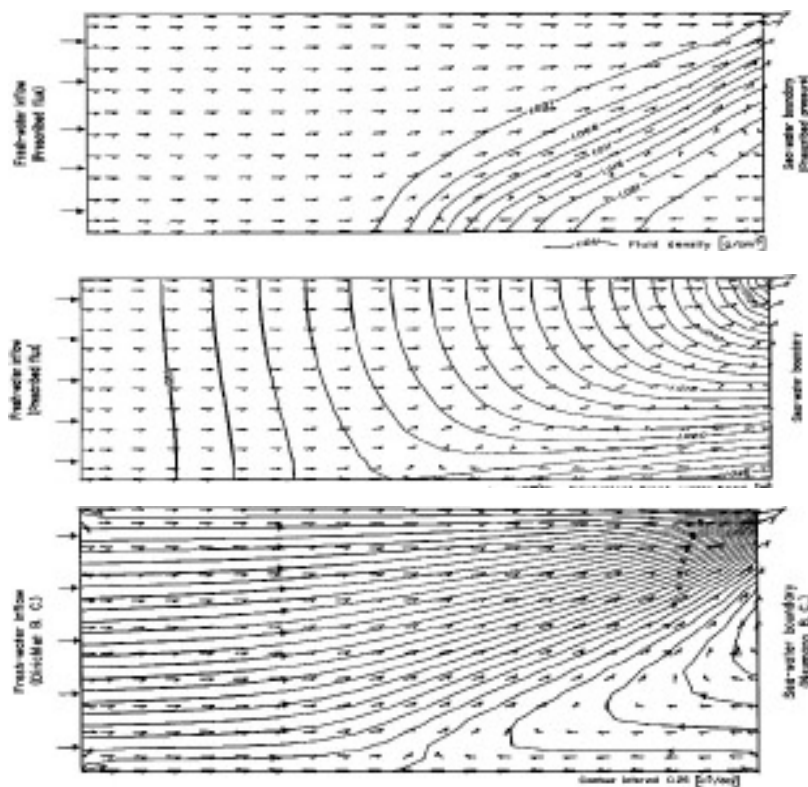


Figura 2.2.17b Influencia de la condición de contorno en el lado marino de un acuífero sintético alimentado por un lado.
(a) presión prescrita,
(b) nivel del mar prescrito,
(c) condición mixta tipo Neumann
Senger y Fogg, 1990).

En el caso de perfiles de costa de muy escasa pendiente, la zona de mezcla puede tener un amplio desa-

rollo horizontal, con agua salobre en una amplia franja continental (Figura 2.2.18).

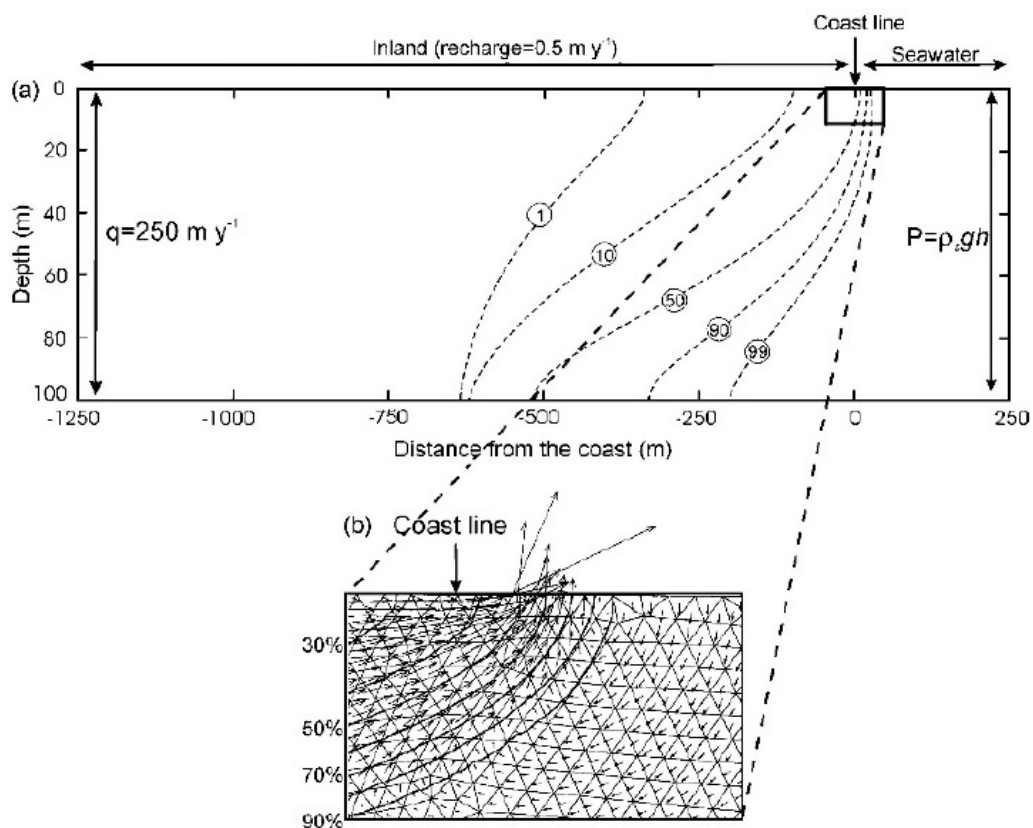


Figura 2.2.18 Descarga continental por un acuífero costero en condiciones de fondo marino de muy poca pendiente (Rezaei et al., 2005).

La cuantificación del comportamiento del agua en los acuíferos costeros mediante modelación numérica no tiene su limitación en la disponibilidad de códigos de cálculo adecuados, sino en la correcta formulación del modelo conceptual del funcionamiento del acuífero, la capacidad de parametrizar el medio con el detalle requerido y la disponibilidad de datos. Al tratarse de un medio de densidad variable, el potencial hidráulico y la salinidad varían en profundidad. Raramente se dispone de redes y métodos de observación que sean capaces de medir esas variaciones. Con frecuencia sólo se dispone de valores que resultan de una mezcla o intercambio entre varias profundidades. Tampoco es frecuente disponer de una caracterización hidrogeológica en vertical que tenga detalle suficiente para definir los parámetros hidráulicos o al menos la estratificación. Sin esa información no es posible explicar bien las características de la zona de mezcla y del flujo y transporte de salinidad.

Hay tres grandes familias de métodos numéricos de discretización: eulerianos, lagrangianos y euleriano–lagrangianos o mixtos.

Los métodos eulerianos (elementos finitos, diferencias finitas, elementos mixtos) utilizan una malla fija. Integran la ecuación de balance sobre los elementos de la malla, lo que conduce a un sistema de ecuaciones. La ventaja es que se garantiza que la ecuación escogida se cumple tanto a nivel local (elementos) como a nivel global (todo el dominio). Además, se pueden implementar las condiciones de contorno de un modo sencillo y correcto (base del acuífero, inyecciones o extracciones), ya que son términos fuente–sumidero de las ecuaciones discretas. La principal desventaja son las oscilaciones y la dispersión numérica, que son mayores que en los métodos lagrangianos. Si se cumplen ciertos criterios de estabilidad, las oscilaciones y la dispersión numéricas quedan dentro de límites aceptables, aunque a veces se requiere una discretización muy fina, que es computacionalmente cara. En casos de intrusión marina, los métodos eulerianos funcionan bien para la ecuación de flujo, pero pueden dar problemas en transporte con cambios bruscos que tengan un término advectivo dominante, ya que se requiere una discretización espacial muy detallada.

El método de diferencias finitas se utiliza, entre otros, en los códigos HST3D (Kipp, 1987) y SEAWAT–2000 para la parte de flujo (Langevin *et al.*, 2003), con discretización en rectángulos (en dos dimensiones) o en prismas rectangulares (en tres dimensiones). Se dispone de criterios de estabilidad, de modo que

cuando se cumplen el método es incondicionalmente estable. Además, es relativamente fácil de entender e implementar. Sin embargo, la malla es rígida y muchas veces obliga a una discretización muy fina, que por regularidad de la malla se extiende a sitios donde no es necesario tanto detalle. Esto hace difícil aplicarlo a geometrías complejas. Para ampliar el rango de estabilidad hay métodos de ponderación a contracorriente, aunque introducen difusión numérica.

El método de elementos finitos se ha utilizado mucho en la simulación de la intrusión marina. Entre otros, se aplica en los códigos SUTRA (Voss y Provost, 2002), FEFLOW (Diersch, 2005), 3DFemfat (Yeh, 1995), Transdens (Hidalgo *et al.*, 2005) y PROSIT (Slooten *et al.*, 2007). En problemas de transporte en los que domina la advección, a veces se producen oscilaciones no físicas cerca de frentes abruptos. Estas oscilaciones se pueden combatir con mallas finas o utilizando un esquema de ponderación a contracorriente, pero introduce dispersión numérica. El método no es difícil de implementar. Conserva la masa local y globalmente y es capaz de simular de forma aceptable los problemas de intrusión marina.

El método de elementos mixtos se obtiene al imponer la continuidad de los flujos de un elemento a otro. Estos flujos se discretizan mediante funciones de forma vectorial. Al expresar los flujos en términos de gradiente del nivel piezométrico o de la presión y en función de los niveles medios en las aristas y en los elementos, se obtiene un problema que tiene como incógnitas los niveles medios en los elementos y en las caras de los elementos. La ventaja principal sobre el método de los elementos finitos es que proporciona un campo de velocidades continuo, lo que evita problemas de interpolación y facilita el cálculo de líneas de flujo. Estas líneas de flujo son importantes para resolver el transporte por métodos euleriano–lagrangianos.

En los métodos lagrangianos se representa al fluido mediante un conjunto discreto de “partículas” que se mueven con la velocidad del agua. Para cada partícula se escoge un sistema de coordenadas que sigue a la partícula, en el que se produce difusión, dispersión y reacciones, pero no advección. Al ser la solución más suave, se pueden usar pasos de tiempo mucho más grandes que los que se utilizan en los métodos eulerianos. Si se considera a cada partícula como un nudo de la discretización espacial, la malla va cambiando en cada paso de tiempo, de modo que se puede llegar a tener mallas muy irregulares. Esto supone un sobrecoste computacional y puede dar problemas de

interpolación. De ahí que en la práctica se modifique el método para que utilice una malla fija. El resultado son los métodos euleriano–lagrangianos, como el método de las características (MoC) y el método modificado de las características (MMoC), en los que se discretiza el espacio utilizando diferencias o elementos finitos. En el método MoC se colocan un cierto número de partículas en cada celda y se las desplaza según el campo de velocidades del momento. En el método MMoC se utiliza el campo de velocidades para ver el origen de cada partícula en el tiempo de resolución anterior, con lo que se obtiene una solución con una distribución regular de la información. En ambos casos, la difusión y la advección tienen lugar a la vez. Dado que la dispersión depende del gradiente de concentración y éste se ve afectado por la advección, puede que haya diferencias importantes si se simula primero la advección o primero la difusión. En la práctica, a veces se toma como gradiente el promedio entre el gradiente

anterior y posterior al paso advectivo. Estos métodos son robustos cuando el término advectivo es dominante, pero no conservan la masa, ni localmente ni globalmente. El código SEAWAT–2000 (Langevin *et al.*, 2003) utiliza el método MMoC. El método euleriano–lagrangiano localizado adjunto (ELLAM) integra la ecuación de transporte tanto en el tiempo como en el espacio y utiliza funciones de forma que dependen del espacio y del tiempo. Las funciones se escogen de forma tal que son constantes en las líneas características de flujo a través del tiempo. Estas funciones de forma ofrecen un método de interpolación con sentido físico y se pueden utilizar para implementar las condiciones de contorno de una manera natural. El método conserva la masa globalmente, con lo que supera las dos desventajas principales de los métodos lagrangianos. Por ahora no parece haber ningún código de flujo y transporte con densidad variable que lo emplee.

2.2.9 Tiempo de tránsito del agua en un acuífero costero

La distribución del tiempo de tránsito o edad del agua en un acuífero sencillo recargado homogéneamente sobre toda su superficie viene dado por la fórmula de Vogel (Vogel, 1967; 1970; Vogel *et al.*, 1974):

$$t = \frac{m_e}{R} \ln \frac{H}{Z}$$

en la que R = recarga, m_e = porosidad dinámica (efectiva para el desplazamiento en medio saturado), H = espesor saturado y Z = profundidad. El resultado es una estratificación de edades. Chesnaux *et al.* (2005) lo han mejorado al considerar con mayor detalle las circunstancias geométricas. El efecto de heterogeneidades ha sido analizado por Varni y Carrera (1998).

En acuíferos costeros no confinados, la velocidad del agua dulce sobre la cuña de intrusión marina aumenta al disminuir el espesor de flujo. Considerando que existe una interfaz brusca, se puede reformular el problema (Chesnaux y Allen, 2008). La solución en sección vertical bidimensional para una isla alargada con agua dulce sobre agua salada es (Greskowiak *et al.*, 2013):

$$\Delta t = m_e \sqrt{\frac{1}{Rk}} \left[\sqrt{C^2 - x^2} - \sqrt{C^2 - x_o^2} - C \ln \left(\frac{C + \sqrt{C^2 - x^2}}{C - \sqrt{C^2 - x_o^2}} \frac{x_o}{x} \right) \right]$$

con $C = \sqrt{L + \frac{k}{R} B^2}$

en la que R = recarga, m_e = porosidad cinemática, k = conductividad hidráulica, x = distancia horizontal desde la divisoria, x_o = distancia desde la divisoria a la que se inicia la línea de corriente, L = semiancho de la isla y B = profundidad de la base del acuífero (véase la Figura

2.2.19). Los resultados dependen en gran manera de la relación R/k (Figura 2.2.20). En la Figura 2.2.21 se muestran las velocidades y las líneas de igual densidad, de igual potencial de agua dulce y de igual flujo, en un acuífero costero con límites verticales, para diferentes condiciones de contorno (BC).

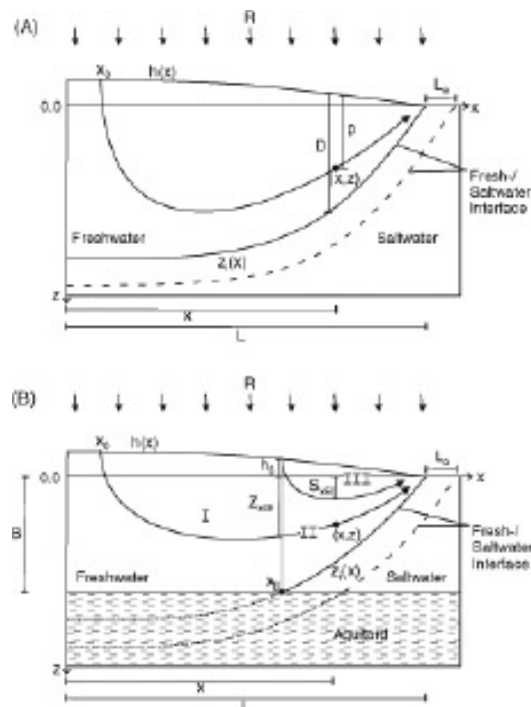


Figura 2.2.19 Líneas de corriente en una semiisla alargada homogénea con (A) base impermeable a mayor profundidad que la del cuerpo lenticular de agua dulce y (B) con la base del cuerpo de agua dulce formada por un acuitardo (Greskowiak *et al.*, 2013).

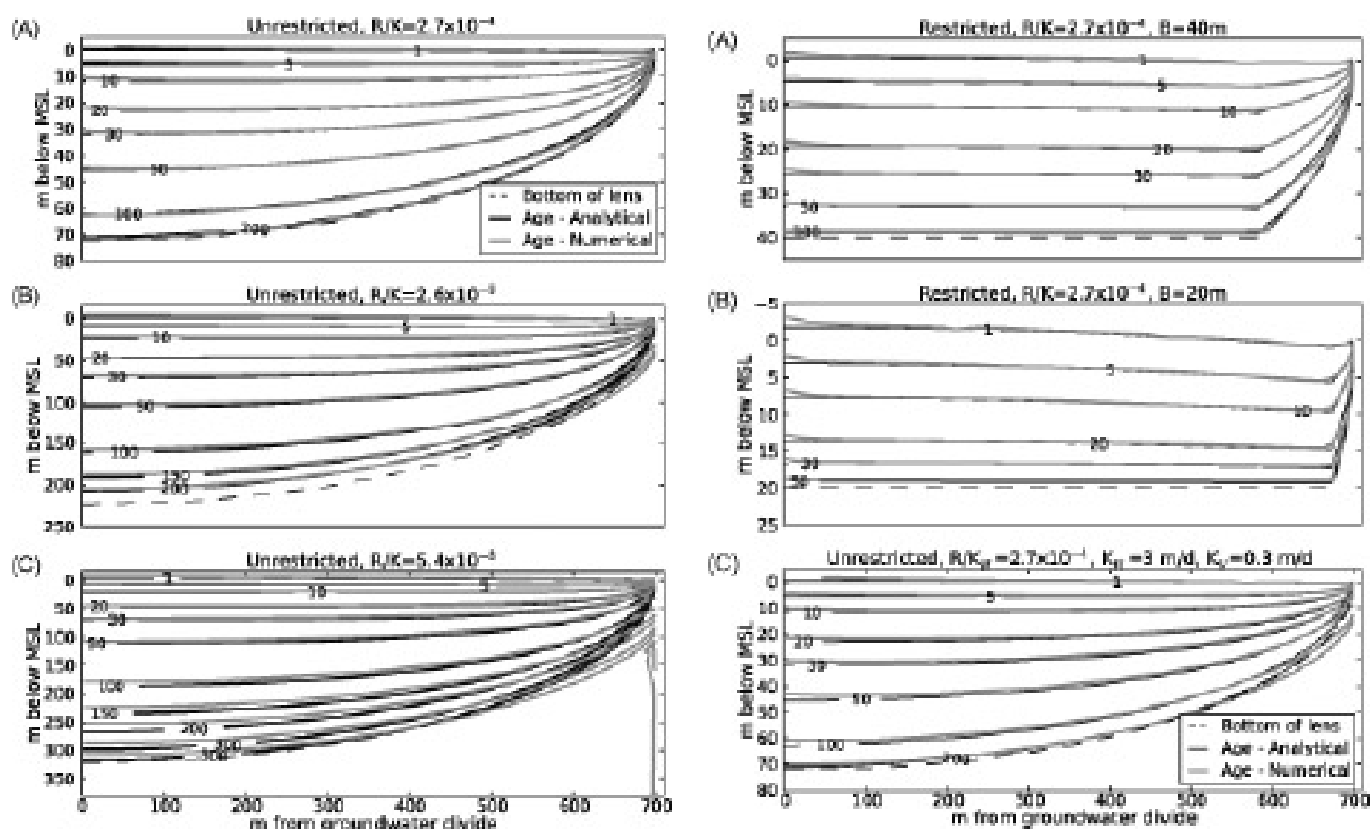


Figura 2.2.20 Tiempos de tránsito en años para la mitad de una sección transversal de una isla alargada homogénea y simétrica en función de la relación R/k , cuando no hay límite inferior para el cuerpo de agua dulce (figuras A, B y C izquierda) y cuando existe un límite inferior formado por un acuitardo (figuras A, B y C derecha), según Greskowiak et al. (2013).

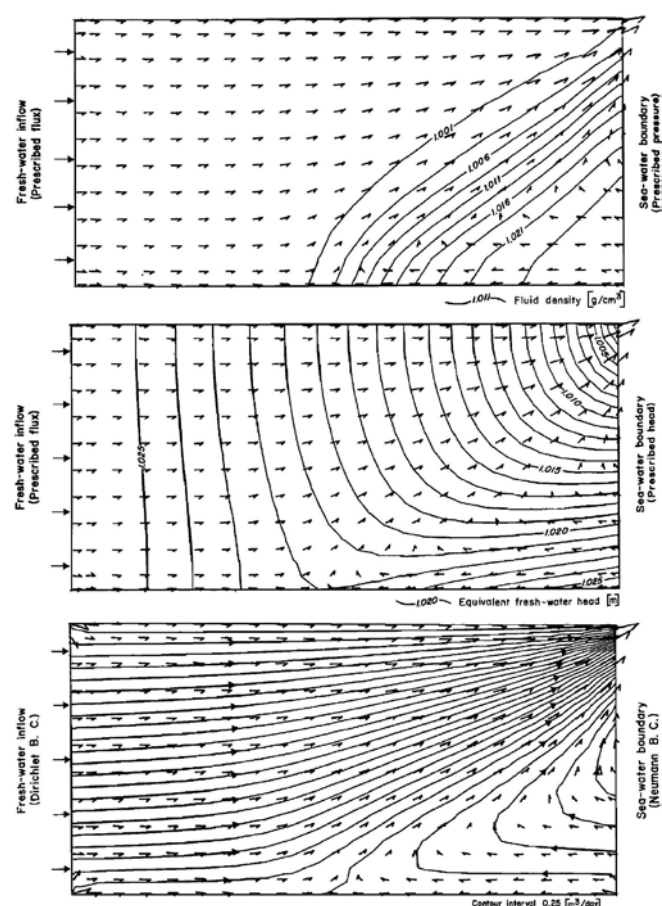


Figura 2.2.21 Distribución de velocidades de flujo en un acuífero costero homogéneo de espesor saturado constante, entre una entrada constante de agua dulce y un contacto vertical con el mar, según Senger y Fogg (1990). En la figura superior: líneas de igual densidad para el caso de flujo de agua dulce prescrito y presión prescrita en el lado marino. En la figura intermedia: potencial de agua dulce para el caso de flujo de agua dulce prescrito y potencial prescrito en el lado marino. En la figura inferior: líneas de corriente para el caso de nivel de agua dulce prescrito en la entrada y flujo prescrito de agua salada en el lado marino.

El detalle de la edad del agua en un acuífero costero (tiempo de renovación) depende de las heterogenei-

dades y en especial de la conexión con el mar, como muestra la Figura 2.2.22

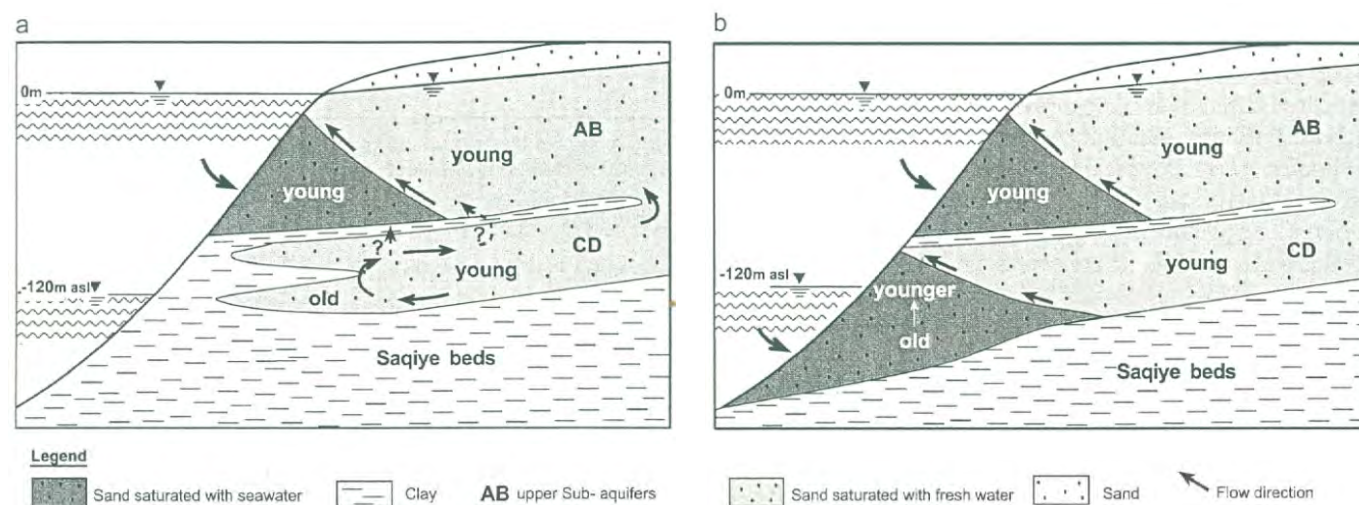


Figura 2.2.22 Modelos conceptuales del flujo del agua subterránea que consideran la conexión con el mar, según Yechieli et al., (2010). (a) Los subacuíferos superiores están conectados con el mar mientras no lo están los inferiores. (b) Los subacuíferos superiores e inferiores están conectados con el mar. Las formaciones corresponden a depósitos litorales entre la posición tardi–pleistocena con un mar a –120 m y la holocena actual de 0 m.

2.3 Consecuencias hidrodinámicas de la explotación de los acuíferos costeros

2.3.1 Desplazamiento de la cuña de intrusión salina

El equilibrio agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros es función del caudal de agua dulce descargado al mar. La extracción de agua del acuífero reduce ese flujo de salida y por lo tanto se produce una evolución hacia una nueva posición de la interfaz, con mayor penetración del agua del mar (Figura 2.3.1). Si las extracciones superan a la recarga, no es posible establecer equilibrio alguno y el agua del mar penetra continuamente. Si se quiere mantener limitada la intrusión marina, debe dejarse un cierto flujo de agua al mar, que es el tributo para mantener un cierto equilibrio.

El cálculo analítico del movimiento de la interfaz es complicado. Fue abordado analíticamente en las décadas de 1960 a 1980, en especial buscando resultados aplicables a los acuíferos costeros de Israel (Bear y

Dagan, 1964b; Bear y Kapuler, 1981; Shamir y Dagan, 1971; Ackermann y Chang, 1971; Isaacs y Hunt, 1986; Vappicha y Naggaraja, 1976). Sólo se dispone de algunas soluciones aproximadas en determinadas situaciones. Véase una síntesis en Bruggeman (1975), Custodio (1976), Custodio y Bruggeman (1987) y Van der Veer (1977a, 1977b) y en las referencias que se incluyen en esas publicaciones. Para un tratamiento más preciso hay que recurrir a métodos numéricos, que incluyen la posibilidad de considerar la existencia de la zona de mezcla y las variaciones incrementales que se producen. Cabe comparar las diferencias entre el tratamiento con interfaz brusca y los resultados de simular la posición (Pool y Carrera, 2011) y el movimiento de la zona de mezcla (Essaid, 1986; 1990; Llopis–Albert y Pulido–Velázquez, 2014a).

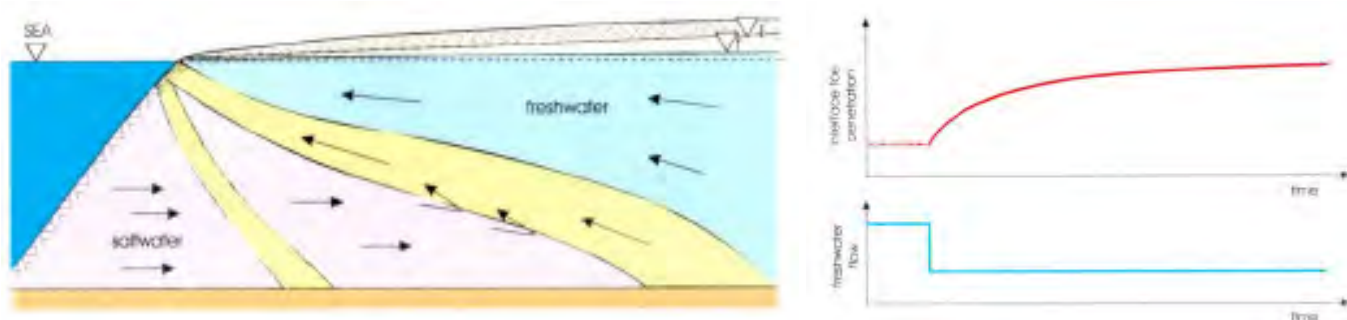


Figura 2.3.1 Dibujo esquemático del efecto de la reducción de la descarga de agua dulce al mar por extracciones en el acuífero fuera de la zona de existencia de la cuña de agua marina y de la evolución temporal de la penetración de la interfaz (centro de la zona de mezcla) a partir del momento en que se reduce el flujo de agua dulce desde aguas arriba.

La penetración de la cuña salina está limitada por la topografía de la base del acuífero y la altura piezométrica. La mayor penetración es hasta donde la base del acuífero queda ya por encima del nivel del mar, aunque el agua mezcla puede ascender más a causa de su menor densidad, en el supuesto de que continúe exis-

tiendo nivel saturado permeable. Pero la existencia de recarga hace que entre un área de bombeo alejada de la costa y la costa los niveles piezométricos puedan ser lo suficientemente altos como para limitar el avance de la cuña (Figura 2.3.2a). Es lo que expresa el problema de Strack (1976) antes comentado (Apartado 2.2.6).

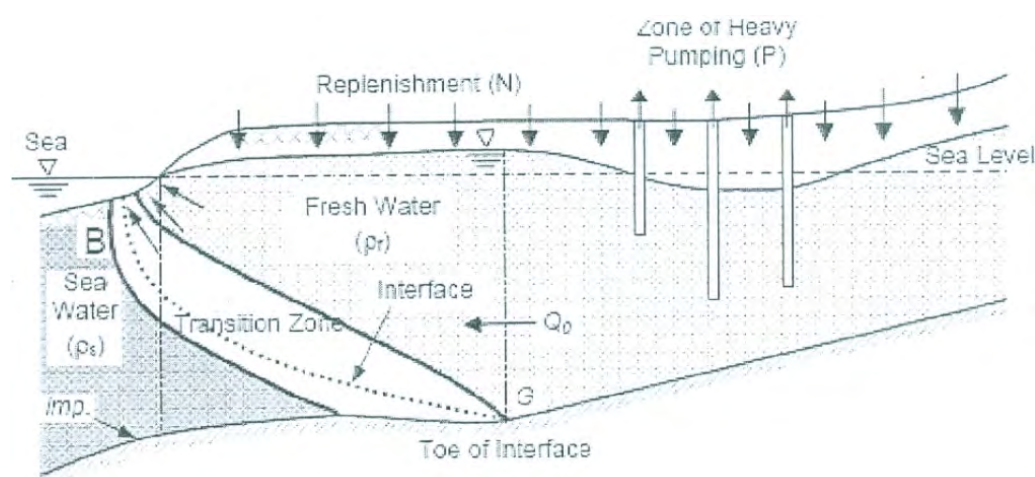


Figura 2.3.2a Avance de la cuña de intrusión marina a causa de extracciones en el acuífero costero alejadas de la costa, con una limitación por la posición del substrato del acuífero relativa al nivel piezométrico que produce la recarga (Bear, 2007).

Las extracciones de un acuífero aumentan el espesor de la zona de mezcla por:

- mayor penetración de la cuña salada: crea un contacto más largo con un menor caudal de agua dulce de lavado;
- desplazamiento de la interfaz desde la posición inicial a la final: produce una fuerte dispersión
- variaciones en el régimen de bombeo: producen cambios en la posición de la interfaz que aceleran el proceso de dispersión;
- captaciones situadas sobre la cuña de agua salada: producen ascensos salinos que ayudan a la mezcla.

Frecuentemente los acuíferos tienen heterogeneidades y el avance de la interfaz no es regular. Es más rápido por los niveles más permeables y más explotados, pudiendo dejar niveles intercalados o áreas que conservan agua dulce. En un movimiento progresivo de la zona de mezcla, cuanto mayor es la estratificación mayor es la dispersión macroscópica que la describe (Mercado, 1967; Abarca et al., 2004; Kashef y Smith, 1975). Este aumento del ancho de la zona de mezcla ha sido objeto de diversas consideraciones analíticas.

El que el nivel piezométrico no descienda por debajo del nivel del mar no impide que las aguas mezcladas, menos densas, asciendan hasta el pozo. Por otro lado, en muchos casos se consigue captar agua dulce con pozos que descienden por debajo del nivel del mar. Es una cuestión hidrodinámica.

El avance de la cuña de intrusión marina como respuesta al establecimiento de extracciones de agua subterránea alejadas de la costa es un proceso lento

(salvo en acuíferos costeros pequeños muy transmisores) que requiere consumir previamente el agua dulce que ocupaba la parte del acuífero invadida por el agua salada. Lo mismo sucede para la recuperación del acuífero tras el cese de esas extracciones. Véase la Figura 2.2.2b. El cálculo del progresivo avance no puede abordarse mediante formulaciones sencillas (Custodio, 1976) y por esta razón se suele hacer por simulación numérica.

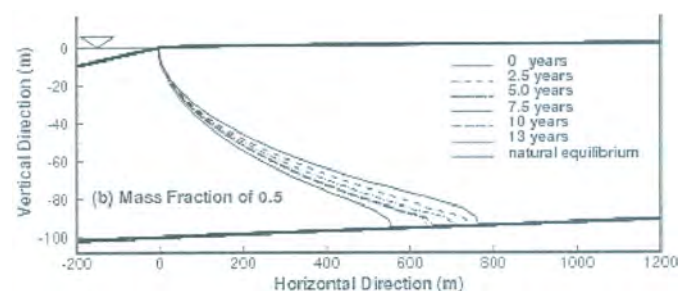
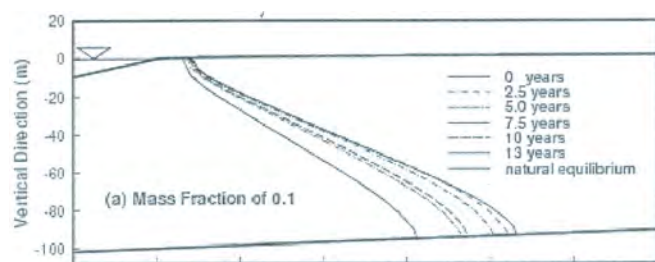


Figura 2.3.2b Evolución de la cuña de intrusión marina tras el cese de la explotación alejada de la costa en un supuesto dado (Bear, 2007). La figura de la izquierda se refiere al movimiento de la línea de mezcla 0.1 (agua dulce / agua salada) y la de la derecha para la 0.5. Se tardan varios años en volver al equilibrio inicial.

2.3.2 Formación de conos de agua salada debajo de las captaciones

Si en un acuífero existe agua salada en su parte inferior, al extraer agua en un pozo que penetra sólo la parte superior de agua dulce se establece un flujo radial horizontal en todo el espesor del acuífero, pero la mayor densidad del agua salada dificulta la ascensión hacia el pozo; el agua salada alcanzará o no al pozo según sea el descenso producido y la penetración del mismo en el acuífero (Figura 2.3.3). Lo mismo vale para un dren, en cuyo caso domina el flujo paralelo. El agua salobre de la zona de mezcla, al tener menor densidad que el agua salada, puede ascender más y contaminar el agua bombeada. Para un mismo pozo y para cada

caudal de bombeo existe una salinización máxima, que depende de la penetración y de las características del acuífero costero. La formación y ascenso del cono salino requiere un cierto tiempo durante el cual se extrae sólo agua dulce. Cuantos mayores sean el caudal de bombeo y la penetración del pozo tanto más rápida e intensa es la salinización. Existe un ascenso crítico del agua salina, de modo que una vez alcanzado, la salinización progresa muy rápidamente. Puede establecerse un caudal crítico tal que los bombes a caudal menor no produzcan ascenso de agua salina al pozo.

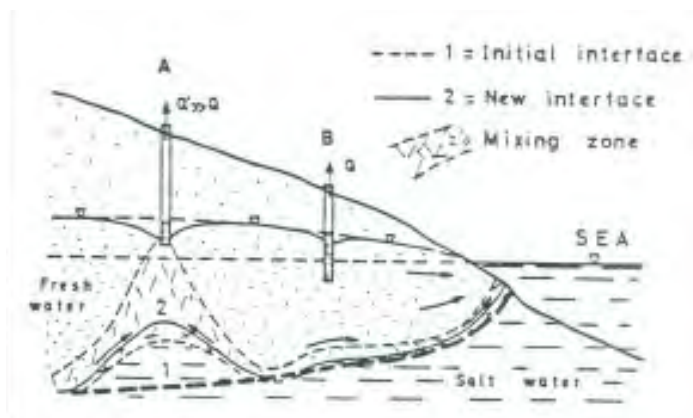


Figura 2.3.3 Esquema de la formación de conos salinos bajo captaciones en un acuífero con agua salina en su parte inferior. A es un pozo explotado a gran caudal afectado por la zona de mezcla. B es un pozo de pequeño caudal que no se afecta de forma significativa a pesar de estar más próximo al mar y ser algo más penetrante.

Si la extracción de agua provoca una elevación de la interfaz tal que debajo de la captación se produce un punto de gradiente horizontal nulo (de estancamiento) de la interfaz, el arrastre de sales hacia el mar no puede continuar y estas se acumulan en ese punto. Como la única forma de salida es por mezcla con el agua extraída, en esta se produce cierta salinización. Para no tener contaminación salina no basta con limitar el descenso de nivel en la captación manteniéndolo por encima del nivel del mar. Se puede no tener salinización importante con penetración de la por debajo del nivel del mar; depende del flujo de agua dulce, de las condiciones de la interfaz y principalmente de la estratificación del terreno. Si la conductividad hidráulica vertical es notablemente menor que la horizontal, el ascenso salino se dificulta, retrasa y dispersa. Disminuyendo el caudal captado se reduce el riesgo de salinización.

Las intercalaciones y lentejones de materiales muy poco permeables reducen mucho la conductividad hidráulica vertical y así dificultan y retrasan la salinización, cuya velocidad ascensional es directamente proporcional a la conductividad hidráulica vertical e inversamente a la porosidad cinemática.

Cuando un pozo se ha salinizado por ascenso salino y se deja en reposo un cierto tiempo, después puede volver a extraer agua dulce. En parte el cono de agua salada se ha hundido, pero una parte del mismo, en especial la de agua salobre de menor densidad, se desplaza horizontalmente de acuerdo con el flujo del agua subterránea. Este arrastre salino puede llegar a afectar a otros pozos situados aguas abajo en el sentido del flujo.

La forma y evolución de un cono salino bajo un pozo en bombeo es de tratamiento matemático complicado y no existen soluciones analíticas afinadas. Una razonable aproximación es la de Bear y Dagan (en Schmorak y Mercado, 1969), para interfaz brusca inicialmente horizontal, acuífero homogéneo anisótropo y bajo un pozo parcialmente penetrante. En la vertical del pozo, el ascenso salino viene dado por:

$$\xi(t) = \frac{\alpha Q}{2\pi k_h d} \left(1 - \frac{1}{1 + \bar{t}}\right)$$

en la que \bar{t} es el tiempo adimensional,

ξ = ascenso sobre la interfaz inicial

t = tiempo desde el inicio del bombeo

k_v y k_h = conductividades hidráulicas vertical (v) y horizontal (h)

Q = caudal de bombeo

d = distancia desde el final de la zona filtrante a la posición inicial de la interfaz

m = porosidad cinemática (la que explica el desplazamiento del agua)

Si $t \rightarrow \infty$ se obtiene el ascenso final, que viene dado en la vertical del pozo por:

$$\xi_{\max} = \frac{\alpha Q}{2\pi k_h d}$$

El ascenso máximo es proporcional al caudal, siempre y cuando no se alcance el ascenso crítico, a partir del cual el ascenso es muy rápido. Si d_c es el ascenso crítico, el caudal de bombeo no debe rebasar el valor:

$$Q_{\max} = 2\pi k_h d d_c / \alpha$$

Puede admitirse que $d_c = d/2$, pero por seguridad se recomienda tomar $d_c = d/3$ a $d/4$. En una reciente aplicación a captaciones horizontales (Pauw et al., 2016) se concluye que la elevación máxima bajo un dren no debe superar $d/3$ y es recomendable no exceder $d/4$.

La velocidad media de ascenso hasta el tiempo t es:

$$\xi/t = A Q - B \xi$$

Así, la velocidad de ascenso es proporcional al ascenso. Según Bear y Dagan (en Shmorak y Mercado, 1969) sólo es válida hasta valores de ξ menores a $d/3$ a $d/4$. A y B son constantes que valen:

$$A = \frac{k_v}{k_h} \frac{1}{4\pi m d^2} ; B = \frac{k_v}{2\alpha m d}$$

En la Figura 2.3.4 se muestra idealmente la evolución del ascenso de un cono salino bajo un pozo según el caudal de extracción en relación con el caudal crítico y la Figura 2.3.5 la mezcla que se produce en el pozo cuando es alcanzado por el ascenso salino. La Figura 2.3.6 representa esquemáticamente el proceso ascensional del cono salino bajo un pozo y como este ascenso puede verse modificado por intercalaciones de baja permeabilidad y el flujo del agua en la parte del acuífero en que capta el pozo.

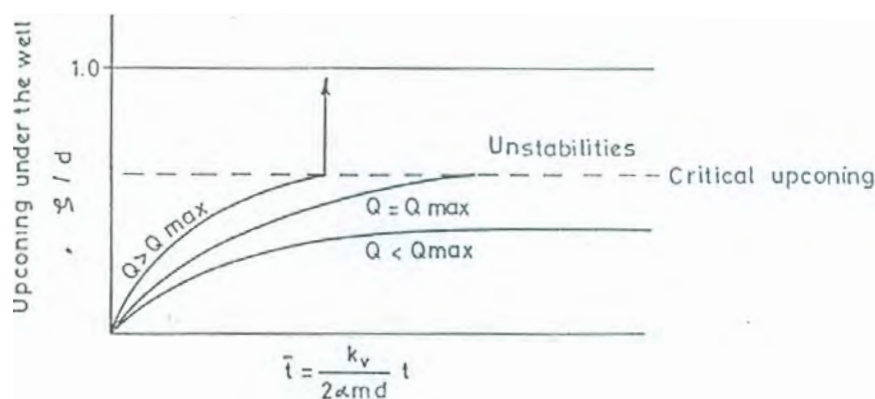


Figura 2.3.4 Evolución del ascenso de un cono salino bajo un pozo según el caudal de extracción en relación con el caudal crítico.

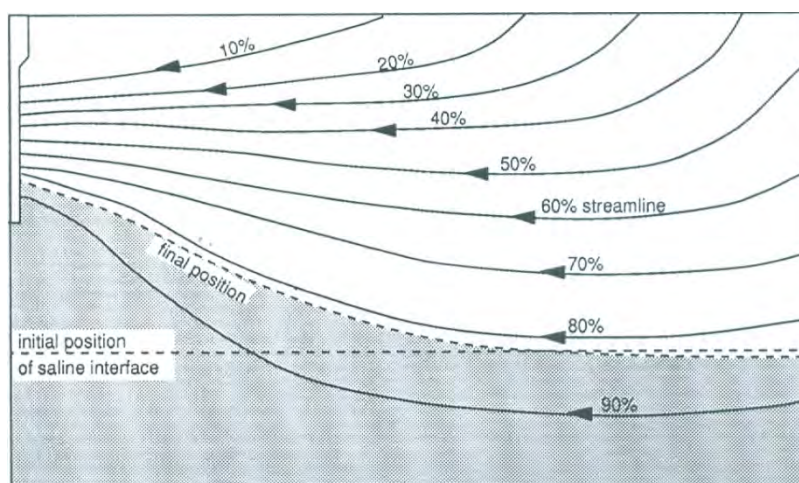


Figura 2.3.5 Flujo del agua dulce y del agua salada a un pozo alcanzado por el ascenso del cono salino. En el caso representado, que supone interfaz brusca, el pozo recibe aproximadamente un 82% de agua dulce y un 18% de agua marina, resultando un agua mezcla bombeada en régimen estacionario de aproximadamente 1500 mg/L de Cl.

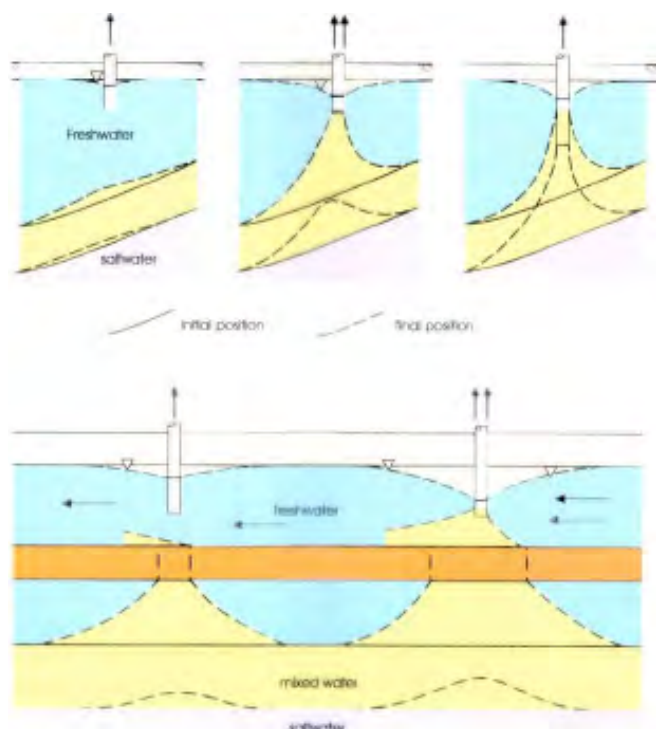


Figura 2.3.6 Representación esquemática del proceso ascensional del cono salino bajo un pozo y como este ascenso puede verse modificado por intercalaciones de baja permeabilidad y el flujo del agua en la parte del acuífero en que capta el pozo.

La forma del cono salino ascensional depende del flujo en la zona de mezcla, como muestra la Figura 2.2.7. La

Figura 2.2.8 muestra las líneas de flujo.

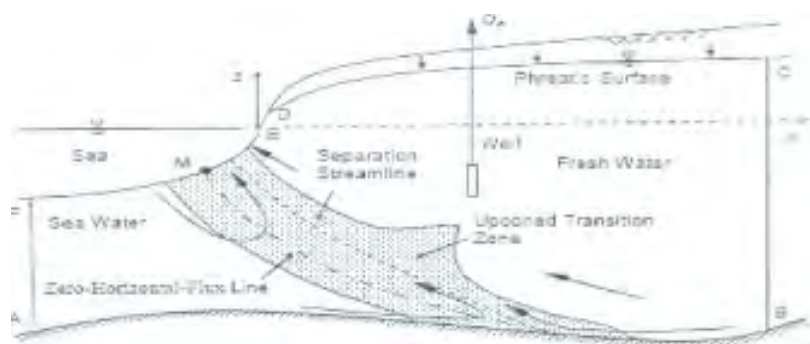


Figura 2.3.7 Zona de transición entre el agua dulce y el agua salada en un acuífero costero freático afectado por una captación relativamente somera (Bear, 2007).

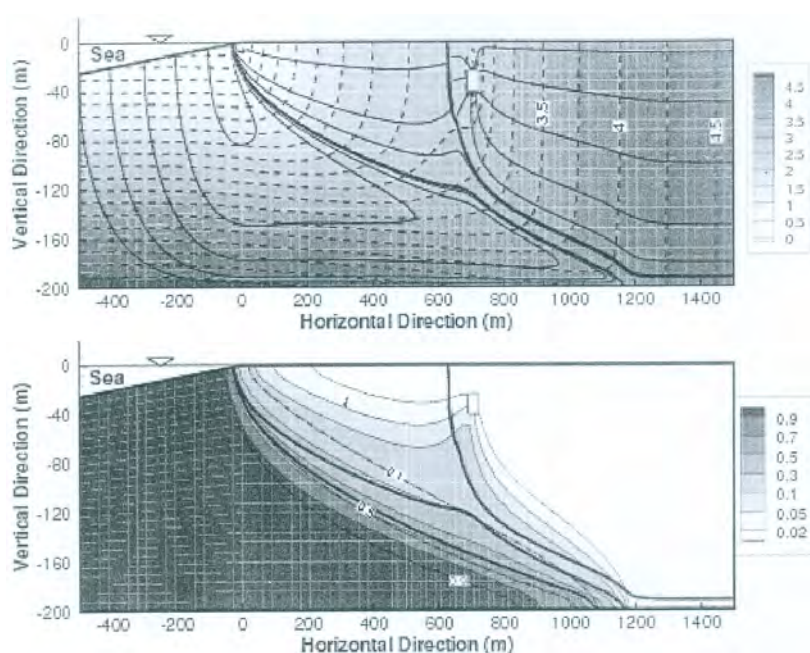


Figura 2,3.8 Formación de un cono salino bajo una captación bajo un pozo, mostrando las líneas de corriente y la fracción salina (Bear, 2007).

Saeed et al. (2002) realizaron una revisión de las diferentes formulaciones disponibles hasta el momento para el análisis de la formación de conos salinos bajo pozos (Werner et al., 2009). Además del tratamiento de Dagan y Bear (1968), se tienen los de Chandler y McWhorther (1975), Reilly y Goodman (1987), Wirojanagud y Charberneau (1985) y Garabedian, (2013) y una consideración mejorada del ascenso crítico (Bower et al., 1999) respecto a la de Stretsova y Kashef (1974) y recientes mejoras de Zhou (2005), Nordbotten y Celia (2006), Paster y Dagan (2008a; 2008b) y Hendizadeh et al. (2016) y la consideración de la expansión de la

zona de mezcla (Eeman et al., 2011). La existencia de un nivel semiconfinante superior hace que la recarga aumente con el descenso de bombeo en un acuífero semiconfinado y eso modifica la evolución (Motz, 1992). La influencia de la estratificación ha sido analizada por Dagan y Zeitoun (1996). Das Gupta y Amaraweera (1993) analizaron el caudal extraíble de una isla rectangular con agua dulce sobre agua salina, Cai et al. (2014) lo consideran bajo distintos escenarios y Kura et al. (2014) lo miden mediante métodos electroresistivos.

2.4 Características y comportamiento hidrogeoquímico de los acuíferos costeros

2.4.1 Aspectos hidrogeoquímicos

Los aspectos de calidad del agua asociados a los acuíferos costeros pueden llegar a ser los dominantes y con matices muy complejos, ya que intervienen muchos procesos (Walraevens y Van Kamp, 2004).

El mejor indicador de la presencia de agua marina es el ion Cl, que en condiciones normales es conservativo

y no interacciona con el terreno. No obstante, hay que comprobar que no procede del terreno o de acuíferos que contienen aguas salinas antiguas.

La composición media del agua del mar se muestra en las Tablas 2.4.1 y 2.4.2.

Tabla 2.4.1 Composición media del agua del mar, en valores redondeados. (Hem, 1985).

Componente	Cl	SO ₄	HCO ₃	Na	K	Ca	Mg	SiO ₂	Sr	Br	B	F
mg/L	19000	12799	142	10500	390	410	1350	6,4	8	67	4,5	1,3

Tabla 2.4.2 Composición del agua del mar según datos de Stuyfzand y Raat (2010).

Componentes mayoritarios en mg/L; EC (conductividad eléctrica) en $\mu\text{S}/\text{cm}$; T (temperatura) en $^{\circ}\text{C}$. MN: Mar del Norte; OA: Océano Atlántico

	EC	T	pH	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	Na	K	Ca	Mg	SiO ₂
MN	39000	10,5	8,1	16800	2255	160	3,0	9350	346	350	1122	0,9
OA	45150	10,0	8,1	19800	2775	145	0,3	11020	408	422	1322	4,4

Otros componentes en mg/l; DOC = carbono orgánico disuelto

	PO ₄	NH ₄	Fe	Mn	DOC	O ₂
MN	0,54	0,40	0,10	0,05	2,4	9,4
OA	0,06	0,00	0,00	0,01		10,0

Componentes minoritarios en $\mu\text{g}/\text{L}$

	Ba	Br	F	I	Li	Sr
MN	40	56	1,2	0,55	0,16	7100
OA	30	67,3	1,3	0,60	0,17	8100

Componentes isotópicos

	$\delta^2\text{H}\text{‰}$ SMOW	$\delta^{18}\text{O}\text{‰}$ SMOW	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ PDB	$\delta^{14}\text{C}\text{‰}$ COM
MN		-1,4		
OA	0,0	0,0	1,0	95,0

Índices de saturación (logarítmicos)

	calcita	dolomita	siderita	rodocrosita	yeso	barita	vivianita	OH-apatito
MN	0,48	1,66	-2,02	-1,04	-0,65	0,38	-8,48	1,69
OA	0,49	1,60	-3,44	-2,13	-0,54	0,28	14,45	-0,91

La composición actual del agua del mar es el resultado de una evolución geoquímica a lo largo de la historia geológica (Holland, 1972).

La composición del agua marina infiltrada en un acuífero costero puede modificarse debido a reacciones químicas asociadas a

1. la disolución de sílice, como H_4SiO_4 no disociado; el agua marina tiene contenidos muy pequeños,
2. cambios iónicos con los iones adsorbidos; domina el cambio catiónico con partículas minerales, en especial en ciertas arcillas, pero también puede ser aniónico con materia orgánica e hidróxidos,
3. disolución en el suelo de CO_2 y ácidos orgánicos derivados de la oxidación de materia orgánica o de CO_2 geogénico y
4. disolución de carbonatos y en menor grado de silicatos cuando se hidrolizan.
5. disolución y precipitación de yeso, entre otros.

La incorporación de solutos puede incrementar la conductividad eléctrica y la densidad, en 0,2 a 0,3 (hasta 1,5) kg/m^3 .

Dado que existe agua en poros relativamente aislados de la circulación general, si el agua salada que ocupaba un terreno es desplazada por agua dulce, en el agua resultante se incrementa el contenido en cloruros como consecuencia del lavado por difusión de sales remanentes en poros semicerrados. El lavado puede ser muy rápido y efectivo en arenas o gravas limpias y puede ser muy pobre y lento si se trata de materiales arcillosos.

Como el agua marina, el agua salada y el agua mezcla tienen muy diferente composición química, salinidad, fuerza iónica e incluso pH, si hay desplazamientos de las mismas dentro del acuífero, además de cambios iónicos en la composición del agua subterránea, se pueden producir modificaciones físicas y químicas en las formaciones. Estas modificaciones pueden consistir en variaciones de la permeabilidad del terreno y en la disolución o precipitación de minerales, que pueden ser especialmente significativas en terrenos carbonatados.

El cambio de salinidad afecta a las relaciones roca–agua. En especial se modifica la parte iónica sorbida, intercambiando componentes, pero también afecta a la capacidad de hidrolizar la roca o de dar origen a precipitados (Millero, 2001; Appelo y Postma, 2005). Los cambios se pueden calcular con los códigos hidroquímicos disponibles. Actualmente el más utilizado es el PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999), que deriva del WATEQ (Truesdell y Jones, 1974). También se usa el código hidroquímico MINTEQ (Krupka, 1992). El código NETPATH (Plummer et al., 1991) permite simular reacciones a lo largo de una línea de corriente. Una versión más reciente considera reacciones multi–componente (Parkhurst, 2004). Stuyfzand (1989) ha propuesto un modo simplificado suficientemente preciso para el cálculo del índice de saturación en calcita y McMahon y Chapelle (1991) consideran el cálculo del CID (carbono inorgánico disuelto). En la Tabla 2.4.1 se relacionan los códigos más usuales.

Tabla 2.4.3 Códigos hidroquímicos más usuales. Las referencias indicadas no están necesariamente entre las referencias de este Capítulo

Modelos de especiación
WATEQ (Truesdell and Jones, 1973; 1974): FORTRAN–Version
WATEQF (Plummer et al, 1984): FORTRAN–Version
WATEQ4F (Ball and Nordstrom, 1991): FORTRAN–Version
WATEQP (Appelo and Postma, 1994): PASCAL–Version
SOLMNEQ (Kharaka and Barnes, 1973): PL/1–Version
Modelos de transferencia de masa
PHREEQE (Parkhurst et al, 1980): FORTRAN–Version
PHREEQC (Parkhurst, 1995): C–Version
PHREEQCI (Charlton et al, 1997): C–Version (Graphical user interface for PHREEQC)
PHRQPITZ (Plummer et al, 1988, Plummer and Parkhurst, 1990): FORTRAN–Version
PHREEQM (Appelo and Postma, 1994): FORTRAN–Version
SOLMINEQ.88 (Kharaka et al, 1988): FORTRAN–Version
MINTEQA2 (Allison et al, 1991): FORTRAN–Version
MINTEQ(4.0) (Eary and Jenne, 1992): FORTRAN–Version

MINEQL+ (Schecher and Mc Avoy, 1991): FORTRAN–Version
EQ3/6 (Wolery, 1992a; 1992b): FORTRAN–Version
The GEOCHEMIST'S WORKBENCH (Bethke, 1994, 1996): C–Version
Modelos de transporte de masa
PHREEQM–2D (Nienhuis et al, 1994): FORTRAN.
Version
PHREEQC (Parkhurst, 1995): C–Version
PHREEQCI (Charlton et al, 1997): C–Version
CHMTRNS (Noorishad et al, 1987): FORTRAN–Version

La adecuada precisión de las determinaciones químicas es importante para realizar deducciones y cálculos correctos. La bondad de un análisis químico se manifiesta en el balance iónico cuando todos los componentes significativos se han medido y el error del balance es pequeño. Sin embargo, un pequeño error de balance no asegura la precisión en la determinación de los distintos componentes iónicos, en particular de los que son una pequeña fracción, y los minoritarios. En general se pueden conseguir precisiones analíticas del 10% o mejores, que pueden ser del 3% para los aniones mayoritarios determinados por cromatografía iónica y del 1% para los cationes mayoritarios medidos mediante ICP–AOS (Yechieli et al., 2010), siempre y cuando la calibración con estándares se haga correcta y frecuentemente. Para la alcalinidad por valoración Gran se puede conseguir un error menor de 0,03 meq/L (20 mg/L). El CID se puede medir a partir del CO₂ desprendido por una muestra acidificada, con precisión del 1%. Pero el agua que se analiza en el laboratorio puede haber sufrido cambios durante el transporte y almacenamiento.

El índice de saturación (IS) del agua con respecto a un cierto mineral a una cierta temperatura se define como el logaritmo decimal del cociente del producto de actividades iónicas de los iones que intervienen y el producto de solubilidad del mineral en cuestión. El valor 0 es el que corresponde a saturación. El cálculo del IS de saturación se suele hacer con los códigos hidroquímicos antes mencionados o mediante aproximaciones que han de tener en cuenta que las actividades iónicas de los componentes mayoritarios son menores que las concentraciones totales resultantes de las determinaciones analíticas. Stuyfzand (1989) ha propuesto un método simplificado para el IS respecto a la calcita y también para el cálculo del CID. El CID es un valor importante en numerosas consideraciones hidrogeoquímicas.

El comportamiento de los iones disueltos en la zona de mezcla, en la que la salinidad es variable, es un proceso cromatográfico natural en el que se producen retrasos en el transporte de unos iones respecto a los otros (Mercado, 1955; Andersen, et al. 2005; Beeckman y Appelo, 1990; Boluda Botella, 1994; Gomis et al., 1996; Gomis–Yagües et al., 1997; Xu, et al., 1999; Sánchez–Martos et al., 1999). Su intensidad depende de la capacidad de intercambio iónico del medio, el cual se relaciona principalmente con su contenido en minerales de la arcilla y partículas muy finas (Boluda–Botella et al., 2008; Fidelibus et al., 2004).

En general, las posibles disoluciones y precipitaciones pueden afectar a largo plazo a la distribución de permeabilidades y por lo tanto a la evolución del sistema de flujo del agua subterránea y a la distribución de la salinidad (Rezaei *et al.*, 2005; Abarca y Clement, 2009). Algo similar pueden producir los cambios redox, aunque éstos no suelen ser una consecuencia directa de la distribución de salinidad sino del ambiente subterráneo. Los cambios a muy largo plazo asociados a la sedimentación o erosión costera o del nivel del mar pueden afectar a los procesos redox, por ejemplo al impedir la oxigenación o exponiendo terrenos que estaban en ambiente reductor a la acción del oxígeno atmosférico.

Las rocas carbonatadas, en especial las compuestas por calcita y aragonito, son especialmente sensibles a la disolución/precipitación. En la zona de mezcla, para cierto rango de concentraciones, las aguas mezcla son en general agresivas y favorecen los procesos de disolución/karstificación (Back et al., 1979; 1986; Hanshaw y Back, 1979; Back y Hanshaw, 1965; Custodio et al., 1989a; Price y Herman, 1991) y un aumento de la porosidad (Sanford y Konikow, 1989a; Romanov y Dreydrodt, 2006).

Las posibles situaciones pueden llegar a ser sumamente complejas, pero algunas tienen carácter general. Así, un aumento progresivo de la salinidad por mezcla de agua dulce y marina, junto con procesos de intercambio catiónico, puede producir un aumento relativo de los iones alcalinotérreos en disolución, en especial del Ca ya que habitualmente es el catión mayoritariamente retenido en materiales arcillosos, con disminución de los iones alcalinos con respecto a la mezcla conservativa de agua dulce y salina, en especial del Na y del K. Lo contrario sucede cuando la salinidad decrece en el volumen considerado de acuífero (Appelo, 1994a, 1994b): se produce el incremento de sodio,

principalmente liberado de las arcillas por desplazamiento con calcio.

De lo expuesto se desprende que si las aguas dulces continentales invaden terrenos antes ocupados por el agua marina, se puede producir un ablandamiento del agua de mezcla, mientras que si el agua salina invade terrenos antes en equilibrio con agua dulce, puede endurecerse, es decir aumentar el contenido en iones de elementos alcalinotérreos con respecto a la mezcla conservativa. Esto debe compararse con el contenido en cloruros y analizar la diferencia entre la composición real con la teórica de la mezcla en sistema cerrado. Véase la Figura 2.4.1. Esto puede ser un modo de

saber si se está ante un equilibrio químico establecido hace tiempo, ante una lenta penetración del agua del mar o ante una expulsión de agua salada por agua dulce. Los cambios suelen ser más acusados en el agua mezcla, en especial cuando la salinidad no es grande. La intensidad y distribución depende de la capacidad de cambio iónico de los materiales del terreno. La cantidad de iones adsorbidos en el terreno puede ser muy importante, mucho mayor que los disueltos en el agua, con lo que los cambios observados en el agua muestran una lenta evolución.

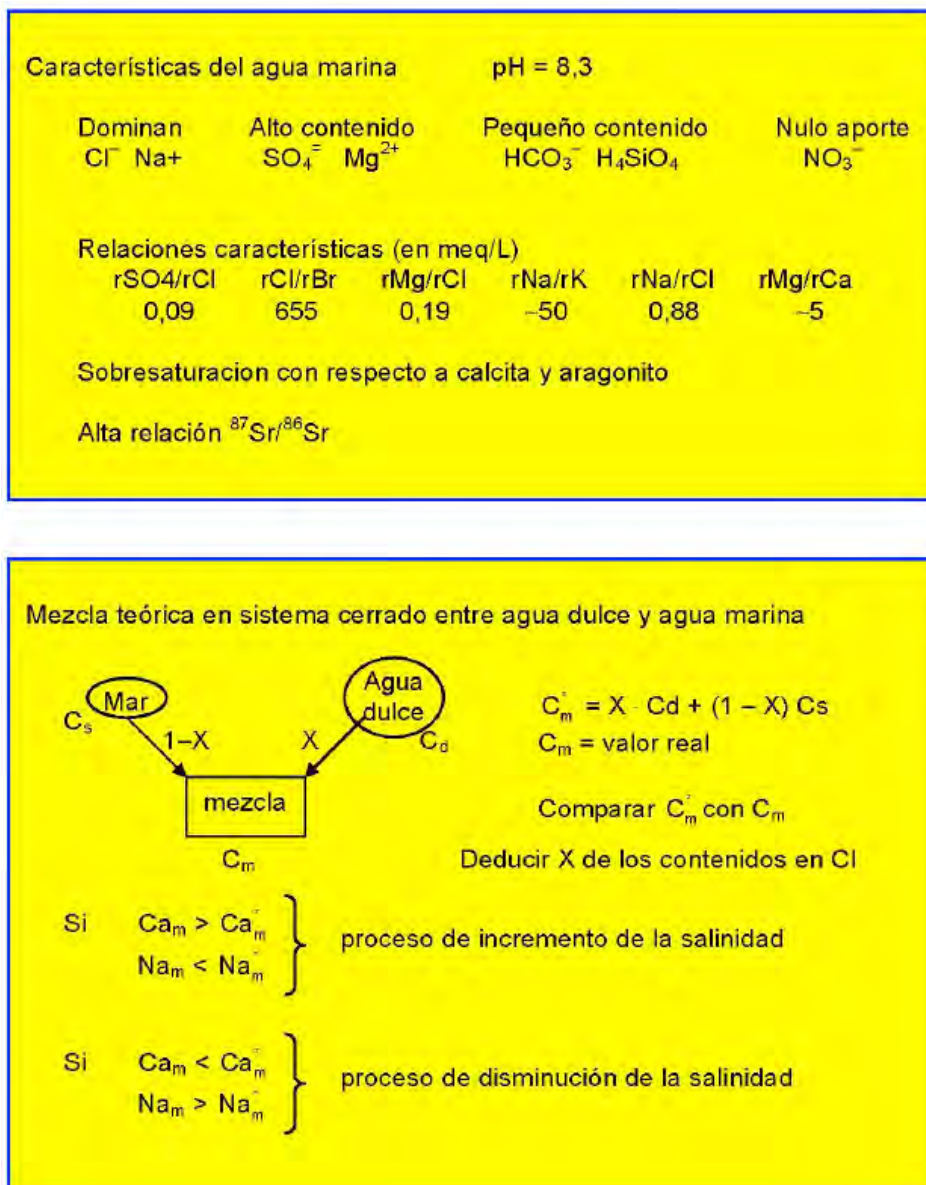


Figura 2.4.1 Síntesis de las características más relevantes del agua marina y de los procesos de intercambio iónico por cambio de salinidad.

Los cambios iónicos pueden afectar a la permeabilidad de los terrenos que contienen una proporción significativa de arcillas expansivas, como la montmorillonita, ya que el aumento de la proporción de iones alcalinos supone la defloculación y su acumulación irreversible en poros, haciendo disminuir muy significativamente la conductividad hidráulica tras la intrusión marina

(Goldenberg et al., 1983; 1984; Goldenberg y Mandel, 1988). La reducción es prácticamente irreversible a corto plazo. El efecto es mucho menor para las arcillas tipo caolinita. También la generación de burbujas de gas, a consecuencia de reacciones químicas o introducidas como aire disuelto en el caso de recarga artificial, reduce notablemente la permeabilidad del medio.

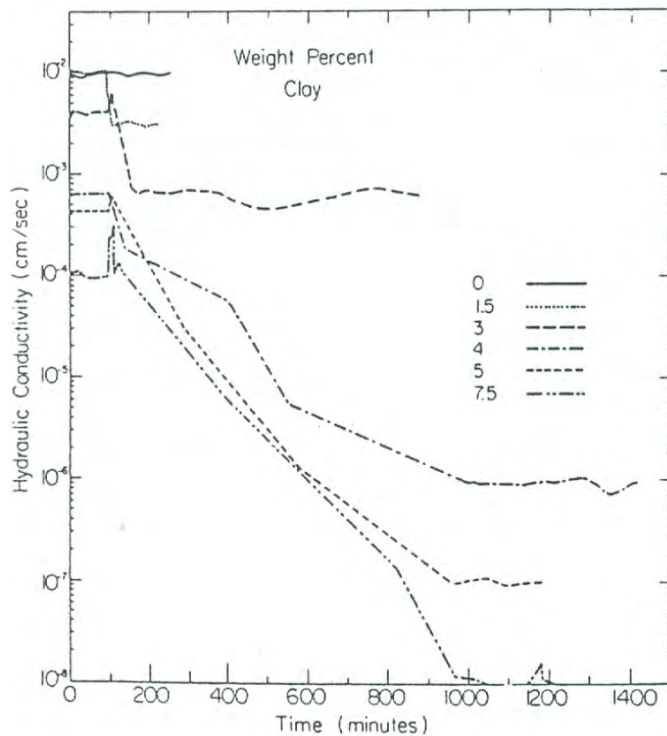
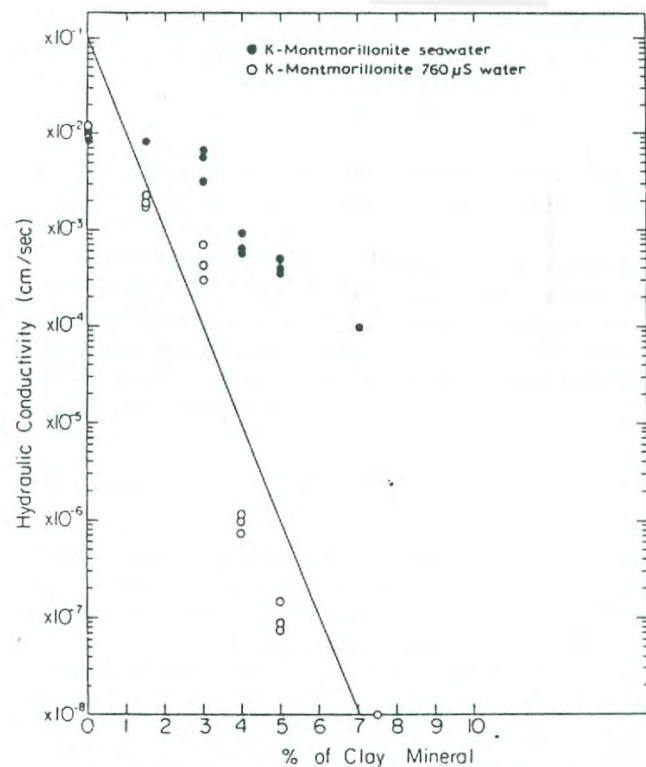


Figura 2.4.2 Efecto de diversos porcentajes de montmorillonita en el terreno en la conductividad hidráulica de arenas de duna saturadas con agua marina cuando ésta es desplazada en una columna por agua dulce de $750 \mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad eléctrica (Goldenberg et al., 1984).

Figura 2.4.3 Efecto de diversos porcentajes de montmorillonita en el terreno en la reducción máxima de la conductividad hidráulica (k) de arenas de duna saturadas con agua marina cuando ésta es desplazada en una columna por agua dulce de $750 \mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad eléctrica y al contrario (Goldenberg et al., 1984). Los puntos negros representan la k para el paso de agua marina y los blancos lo que resulta tras el paso del agua dulce.



Para estudiar los cambios iónicos en el terreno se recurre frecuentemente a ensayos en columnas en laboratorio, en las que se observan los cambios de concentración del agua que sale de las mismas para determinadas condiciones experimentales (Figura 2.4.4). La aplicación de modelos de transporte hidrogeoquímico a estos datos permite interpretar los procesos reactivos que tienen lugar y obtener la distribución de concentraciones a lo largo de la columna, tanto para iones disueltos y retenidos en las arcillas, como para las especies precipitadas, y calcular índices de saturación de las fases minerales estudiadas en el proceso, como el yeso (Figura 2.4.5). En el desplazamiento del agua dulce por agua salada se puede producir satura-

ción en yeso y su precipitación (Figura 2.4.6), aunque éste se puede redisolver posteriormente, dando como consecuencia concentraciones de sulfato superiores a las concentraciones de agua marina o bien inferiores a las obtenidas como mezcla conservativa de aguas.

La capacidad de cambio catiónico (CEC, cation exchange capacity) de un sedimento se puede calcular según (Lambrakis y Kallergis, 2001):

$$\text{CEC (mg/100g)} = 0,7A + 3,5C$$

en la que, referidos a peso de materia seca, es A = % arcilla y C = % carbono orgánico.

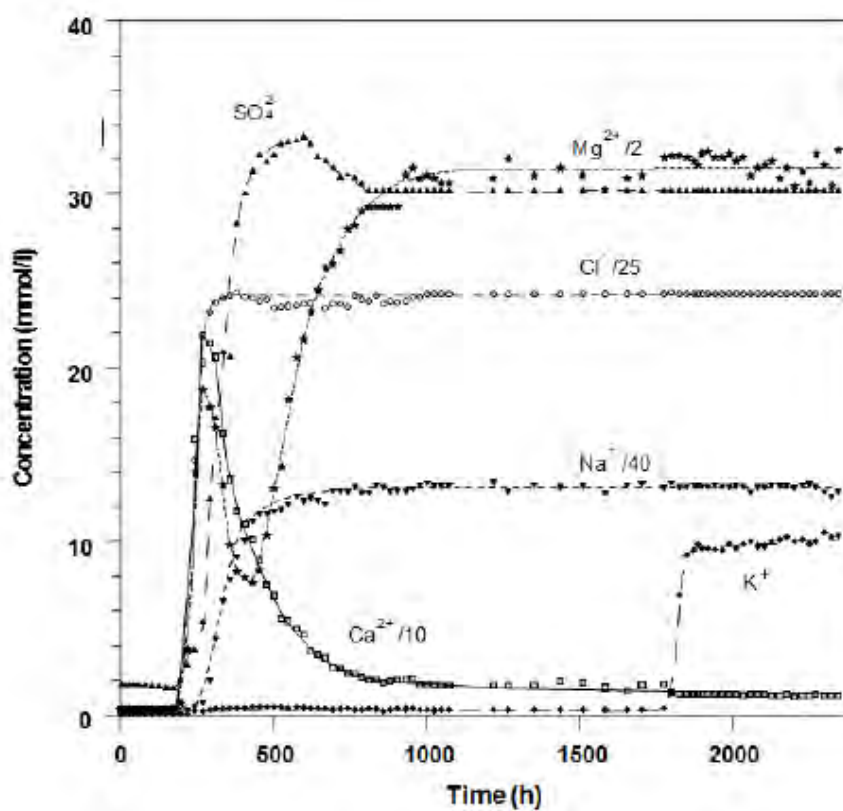


Figura 2.4.4 Evolución de la composición del agua de salida de una columna de terreno, inicialmente con agua dulce que es desplazada por agua salada (Boluda–Botella et al., 2004; Gomis et al., 1997). El Ca aumenta notablemente a expensas del Na, que está siendo retenido en las arcillas y presenta un aumento de concentración posterior a la curva de penetración del cloruro. Más tarde aparece el K, que también participa en el proceso de intercambio iónico, junto con el Mg, que presenta un comportamiento diferente a los anteriores cationes, con incrementos y descensos de concentración. El contenido en SO_4 no es conservativo y aparece retrasado en comparación con el cloruro, debido a su precipitación por el aumento inicial de Ca, que llega a la saturación en yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Su posterior disolución se manifiesta por la concentración superior a la del agua marina. Por otra parte, la precipitación de CaCO_3 tendría lugar durante la alta concentración de Ca, relacionada con el descenso en bicarbonato. Nótese que las diferentes curvas tienen distintos factores de escala.

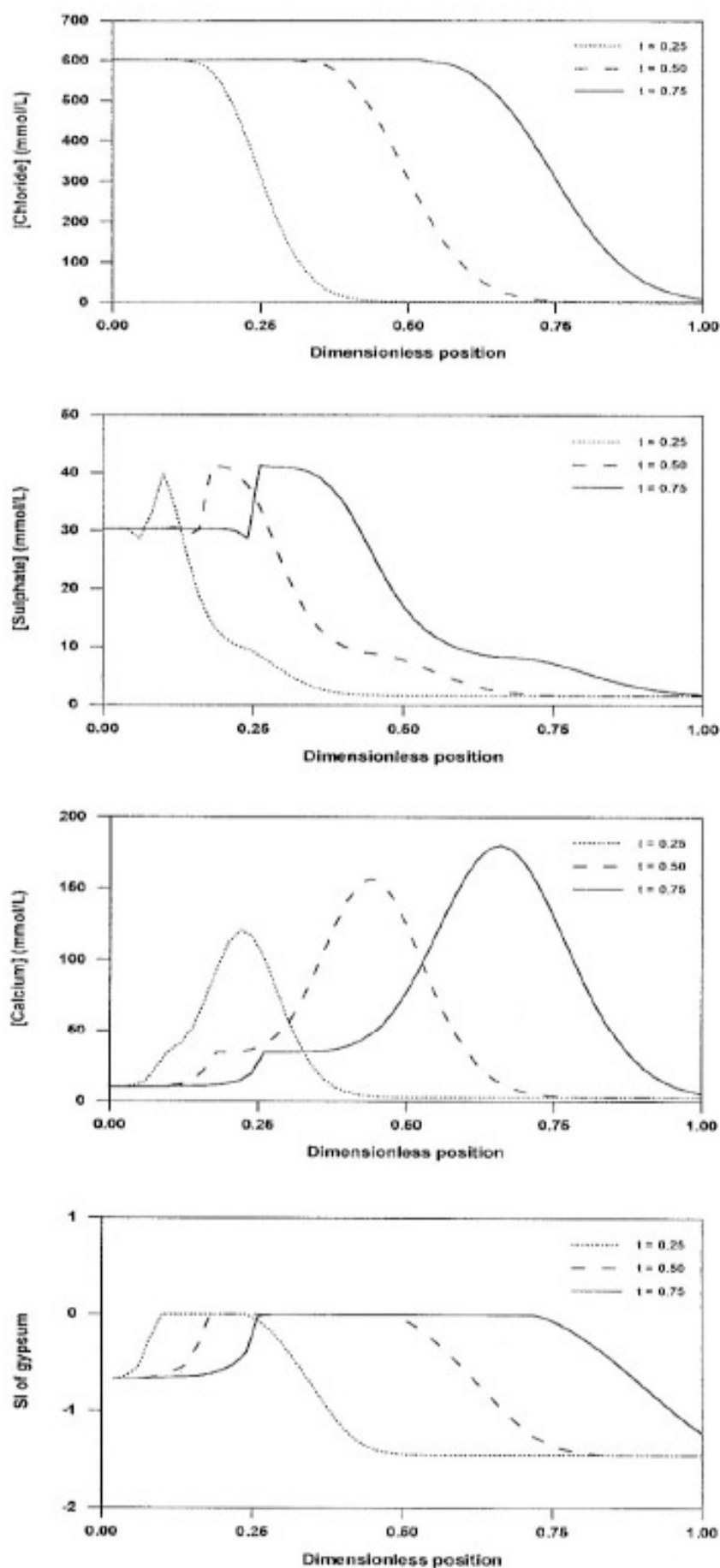


Figura 2.4.5 Cambios en la composición iónica a lo largo de una columna de terreno inicialmente con agua dulce que es desplazada por agua marina (Gomis–Yagües et al., 1997). Las diferentes curvas corresponden a desplazamientos teóricos de 1/4, 1/2 y 3/4 de la longitud de la columna, según muestra el ion cloruro. Los otros gráficos muestran los contenidos en SO_4 y Ca y el índice de saturación (SI) respecto al yeso. Destaca el incremento de concentración del Ca con respecto al inicial y la concentración de SO_4 por encima del valor alcanzado en agua de mar, que producen saturación respecto al yeso (SI of gypsum) en una amplia región.

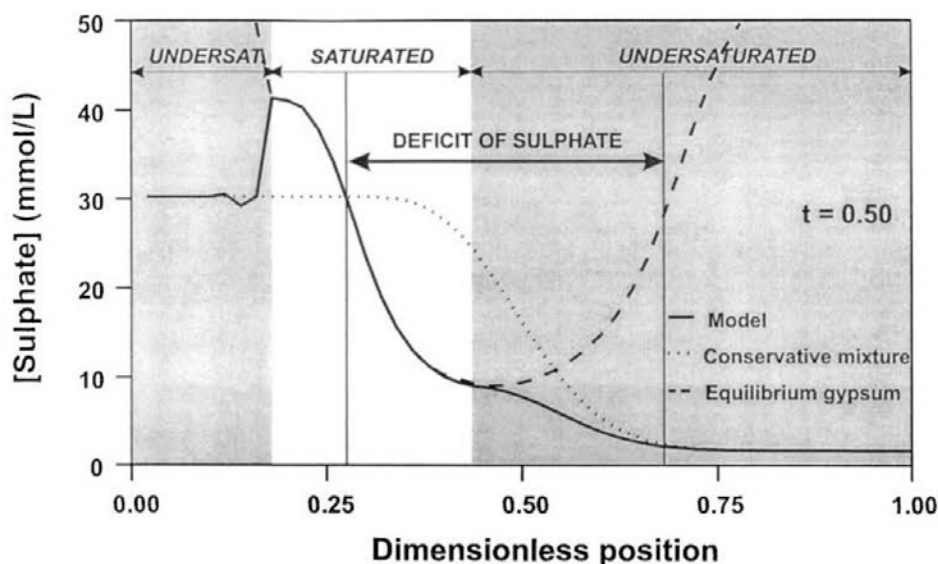


Figura 2.4.6 Cambios en la saturación en yeso a lo largo de una columna de terreno inicialmente con agua dulce que es desplazada por agua salada (Gomis–Yagües et al., 1997). Aparece una zona coincidente de saturación en yeso y déficit de sulfato, debido a su previa precipitación, de modo que es importante considerar la “historia” de una muestra de agua para su interpretación hidrogeoquímica. Este hecho demuestra la posibilidad de disminución de sulfato por precipitación de yeso, además de su posible disminución por bacterias sulforreductoras, en condiciones específicas.

Similares efectos se pueden ver en los ensayos de las Figuras 2.4.7 y 2.4.8.

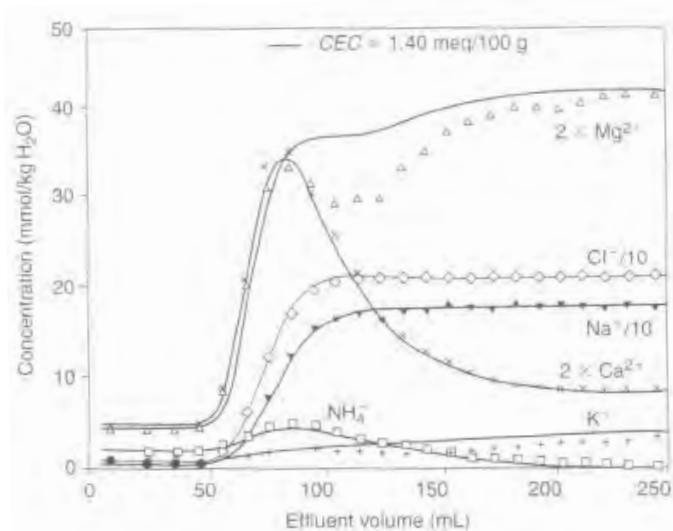


Figura 2.4.7 Cambios iónicos del agua que sale de una columna en la que el agua dulce es desplazada por agua salada (Beekman y Appelo, 1990).

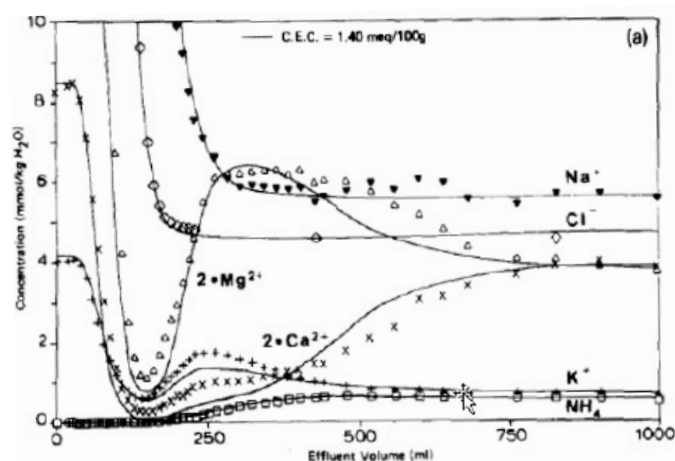


Figura 2.4.8 Cambios iónicos del agua que sale de una columna en la que el agua salada es desplazada por agua dulce (Beekman y Appelo, 1990).

Cuando el agua salina de una formación es desplazada por agua dulce, en el frente se producen diluciones y cambios iónicos, que son bien conocidos y que se pueden estudiar mediante columnas de laboratorio. Este

es un proceso común, en el que disminuyen mucho los contenidos en Cl, Na y K, mientras el Ca y el Mg tienen descensos y aumentos, y finalmente el Ca aumenta notablemente.

La simulación de la distribución iónica a lo largo del recorrido se muestra en la Figuras 2.4.9 y 2.4.10.

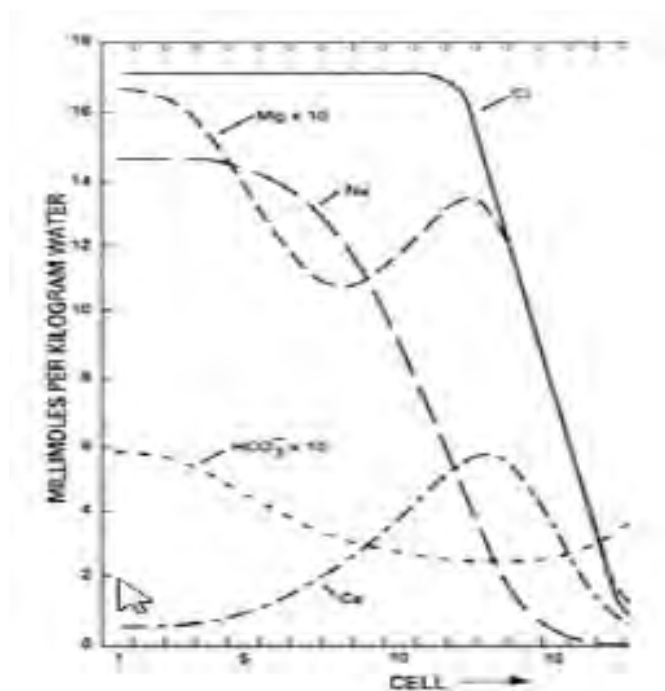


Figura 2.4.9 Evolución de las facies hidrogeoquímicas según las líneas de flujo en un acuífero costero. Evolución del desplazamiento de agua dulce por agua salina según un modelo hidrogeoquímico de celdas de mezcla.

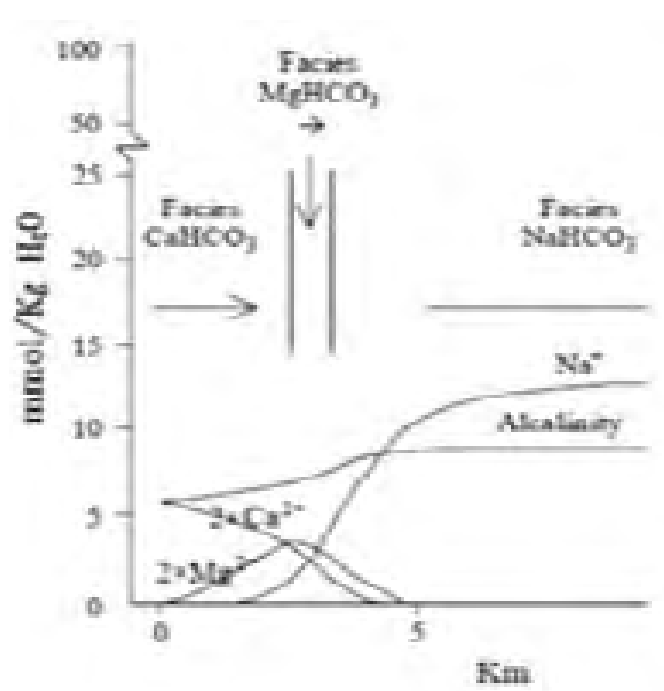


Figura 2.4.10 Evolución de las facies hidrogeoquímicas según las líneas de flujo en un acuífero costero. Evolución del desplazamiento de agua salina por agua dulce (Appelo, 1994a; Appelo et al. 1990).

El desplazamiento del agua dulce por el agua salina y del agua salina por el agua dulce supone cambios en la composición hidrogeoquímica del agua del acuífero, que se identifican en los diagramas triangulares (Figura 2.2.11) y en los gráficos $(r\text{CO}_3 + r\text{HCO}_3) - (r\text{Cl} + r\text{SO}_4)$ en función de $(r\text{Ca} + r\text{Mg}) - (r\text{Na} + r\text{K})$, donde r indica que los valores están en meq/L (Figura 2.4.12).

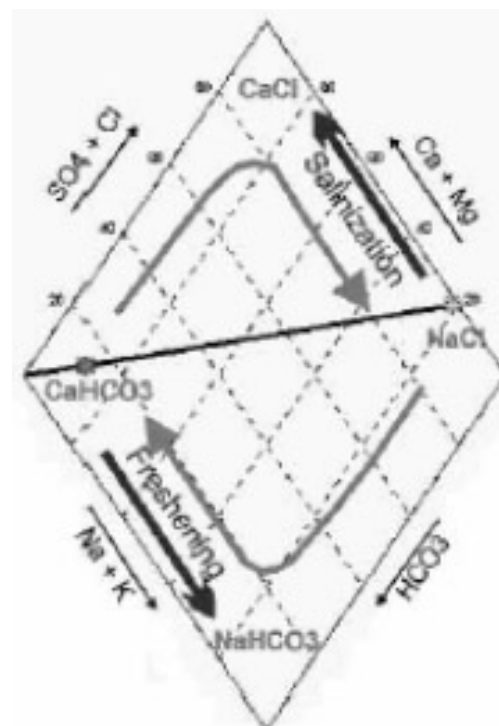


Figura 2.4.11 Campo central romboidal de un diagrama hidrogeoquímico con dos campos triangulares tipo Piper, para los procesos de salinización y lavado (endulzamiento) de un acuífero costero.



Figura 2.4.12 Gráfico de exceso de DIC (carbono inorgánico disuelto) en función del exceso de alcalinotérreos.

Las Figuras 2.4.13 a 2.4.18 muestran los resultados observados y calculados, para el proceso de intrusión marina y el de lavado por agua dulce de un terreno con

agua marina, cuando se alcanza el equilibrio, para varios valores de la capacidad de cambio catiónico (CEC).

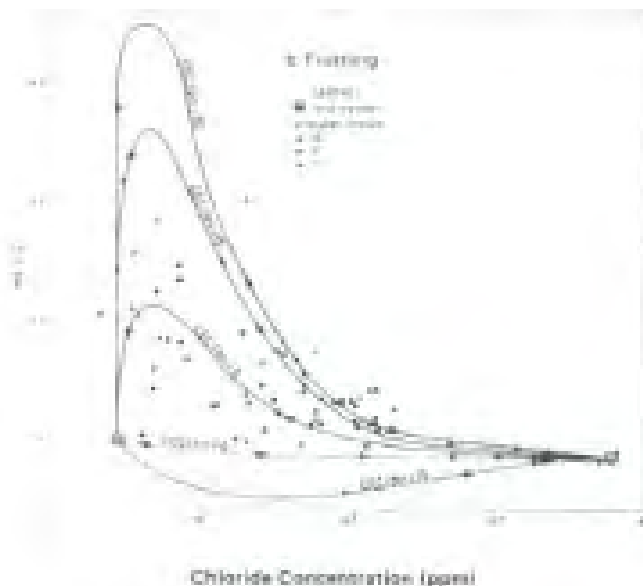
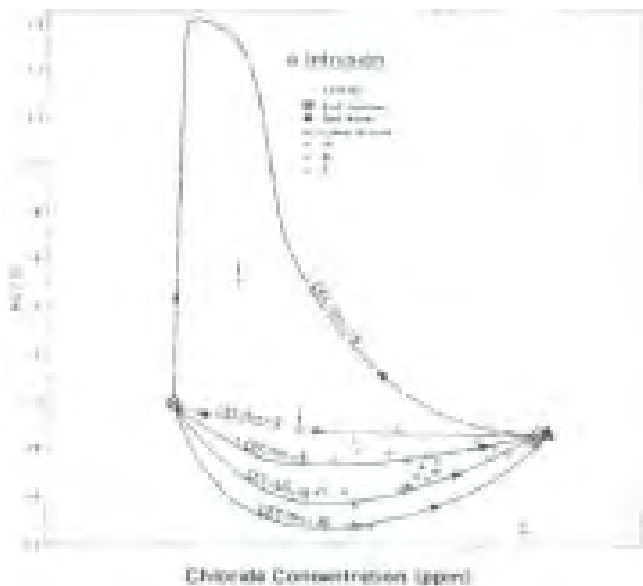


Figura 2.4.13 Evolución de la relación Na/Cl en intrusión (figura izquierda) y en lavado (figura derecha); las flechas indican el sentido del proceso para diferentes valores del CEC/bm (eq/m^3 de agua); la línea de trazos de cada gráfico muestra los procesos en sentido contrario; pueden haber desviaciones importantes entre lo simulado y lo observado a causa de la complejidad que produce el descenso del cono de ascenso salino (Mercado, 1985). bm es el producto del espesor del acuífero (espesor saturado) por su porosidad.

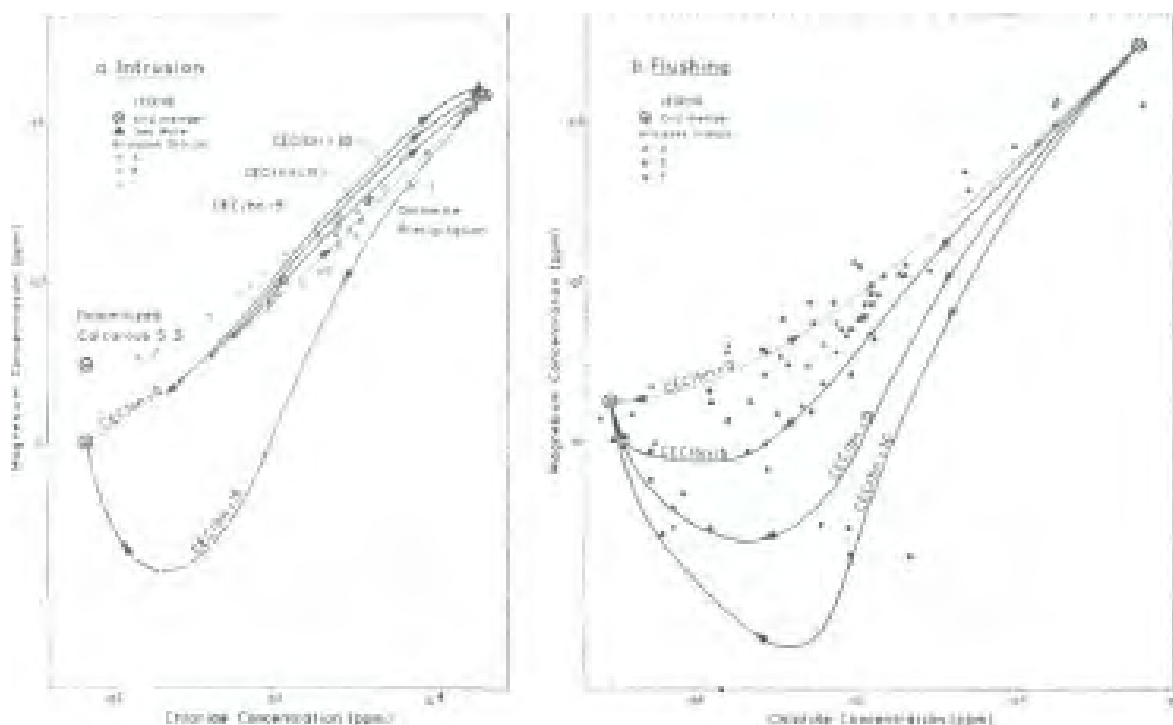


Figura 2.4.14 Evolución del contenido en Mg en intrusión (figura izquierda) y en lavado (figura derecha); las flechas indican el sentido del proceso para diferentes valores del CEC/bm (eq/m³ de agua); la línea de trazos de cada gráfico muestra los procesos en sentido contrario; pueden haber desviaciones importantes entre lo simulado y lo observado a causa de la complejidad que produce el descenso del cono de ascenso salino (Mercado, 1985). bm es el producto del espesor del acuífero por su porosidad.

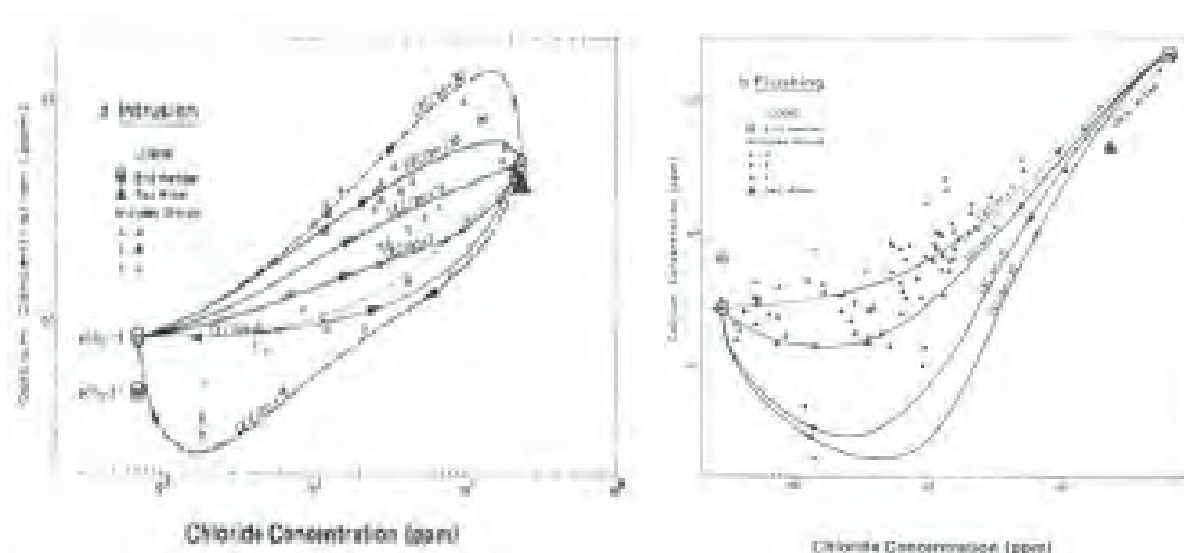


Figura 2.4.16 Evolución del contenido en HCO₃ en intrusión (figura izquierda) y en lavado (figura derecha); las flechas indican el sentido del proceso para diferentes valores del CEC/bm (eq/m³ de agua); la línea de trazos de cada gráfico muestra los procesos en sentido contrario; pueden haber desviaciones importantes entre lo simulado y lo observado a causa de la complejidad que produce el descenso del cono de ascenso salino (Mercado, 1985). bm es el producto del espesor del acuífero por su porosidad.

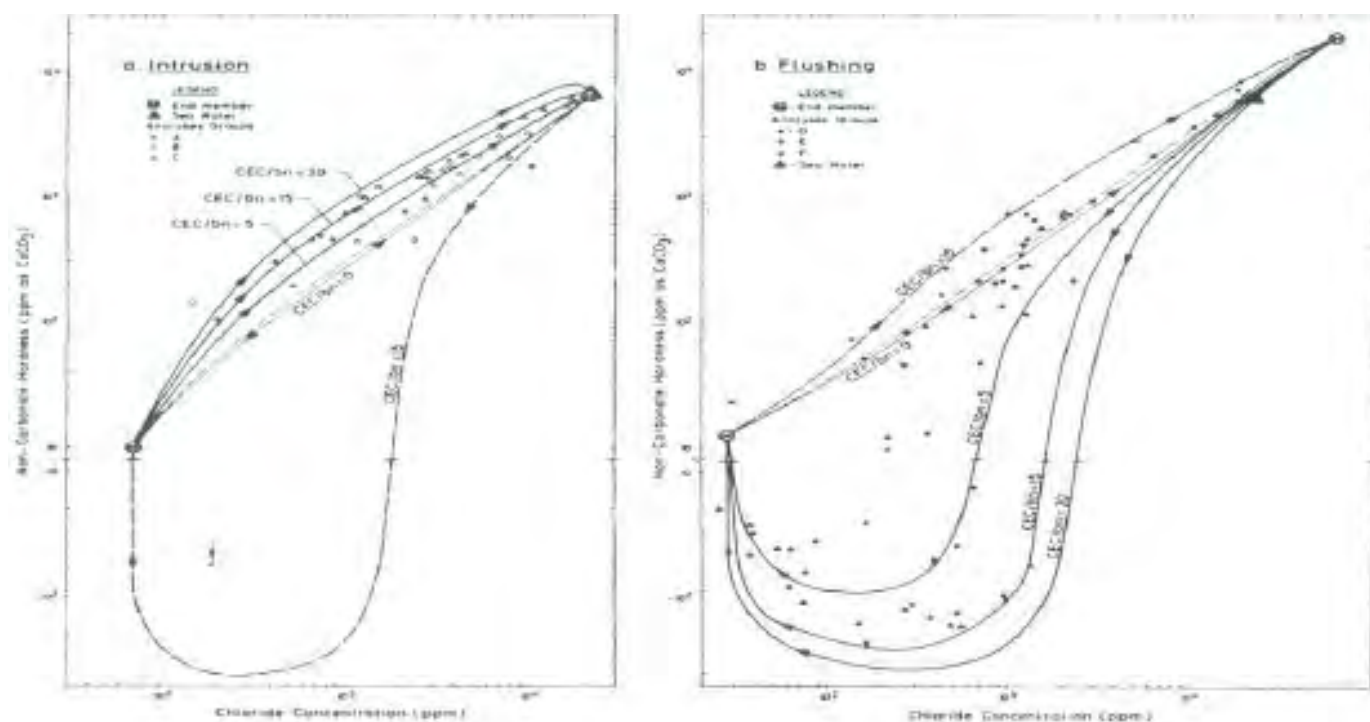


Figura 2.4.17 Evolución del contenido en $(rCa + rMg) - rHCO_3$ (dureza no carbonatada) en intrusión (figura izquierda) y en lavado (figura derecha); las flechas indican el sentido del proceso para diferentes valores del CEC/bm (eq/m^3 de agua); la línea de trazos de cada gráfico muestra los procesos en sentido contrario; pueden haber desviaciones importantes entre lo simulado y lo observado a causa de la complejidad que produce el descenso del cono de ascenso salino (Mercado, 1985). bm es el producto del espesor del acuífero por su porosidad.

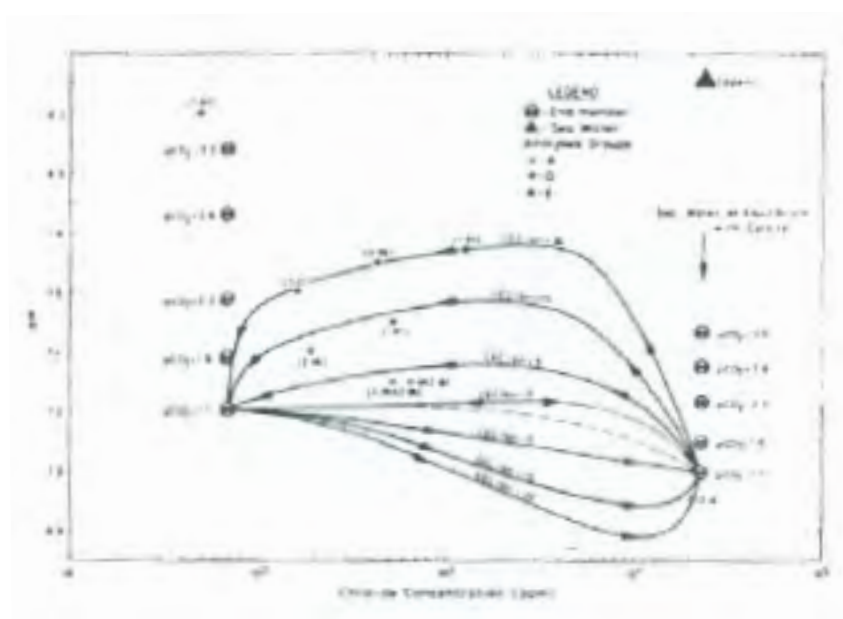
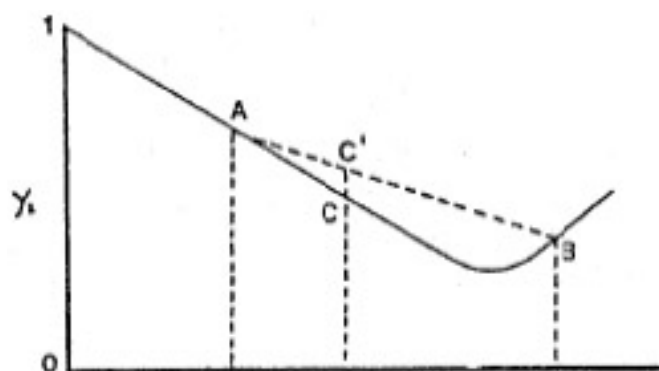


Figura 2.4.18 Evolución del pH en intrusión y en lavado; las flechas indican el sentido del proceso para diferentes valores del CEC/bm (eq/m^3 de agua) (Mercado, 1985). bm es el producto del espesor del acuífero por su porosidad.

La mezcla de aguas de distinta salinidad y en especial de agua dulce y agua marina no produce una variación lineal de la fuerza iónica y por lo tanto tampoco de las actividades iónicas (Figura 2.4.19). Eso lleva a que la mezcla de aguas saturadas respecto a un cierto

mineral no lo esté. Esto es especialmente importante en el caso de la intrusión marina en formaciones carbonatadas y en especial en las formadas por calcita y aragonito.

Figura 2.4.19 Desviación de la evolución lineal de la fuerza iónica al mezclar aguas A y B de distinta salinidad. Linealmente se esperaría la fuerza iónica que corresponde al punto C' mientras que la real es la de C.



La desviación respecto al estado de saturación de la calcita depende del pH de las aguas que se mezclan, el cual es función de la presión parcial de equilibrio respecto al CO_2 . Las aguas marinas están en equilibrio con el contenido en CO_2 de la atmósfera y están ligeramente sobresaturadas, mientras que las aguas subterráneas están en equilibrio con presiones mayores de CO_2 y saturadas a subsaturadas. La Figura 2.4.20 muestra la evolución del índice de saturación (SI) respecto a la calcita para varias mezclas de agua subterránea con agua del mar. La Figura 2.4.21 muestra la evolución del IS respecto a la calcita y respecto a la dolomita para la mezclas de agua del mar con dos tipos diferentes de aguas subterráneas, con indicación del cuadrante en que se tiende a la desdolitización (transformación de la dolomita en calcita). La formación de mezclas de agua agresivas a la calcita implica que se produce una disolución de roca, con el consiguiente aumento de la porosidad. Este aumento puede producirse distribuido o concentrarse en rasgos particulares de la formación rocosa (karstificación). La Figura 2.4.22 muestra la cantidad de calcita en mg/L de agua que se disuelve según la mezcla de agua marina y agua dulce en función de la presión parcial de CO_2 del agua dulce.

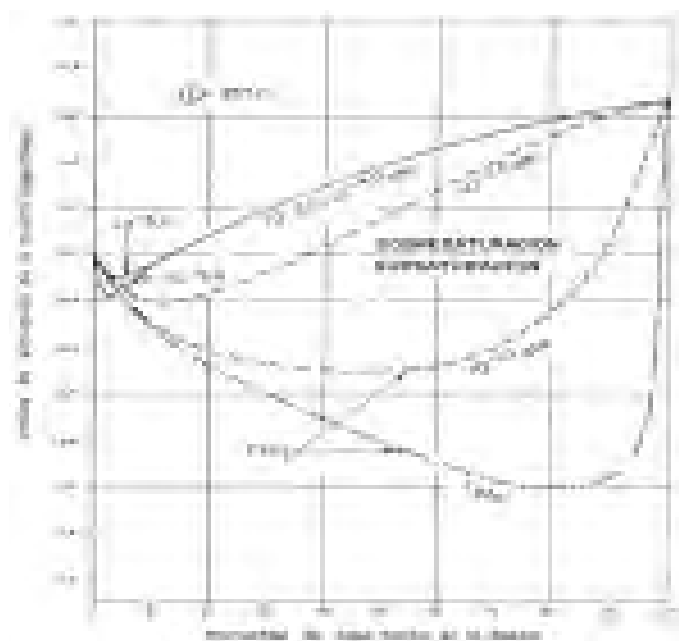


Figura 2.4.20 Evolución del índice de saturación respecto a la calcita para varias mezclas de agua del mar con aguas subterráneas en equilibrio con distintas presiones parciales de CO_2 .

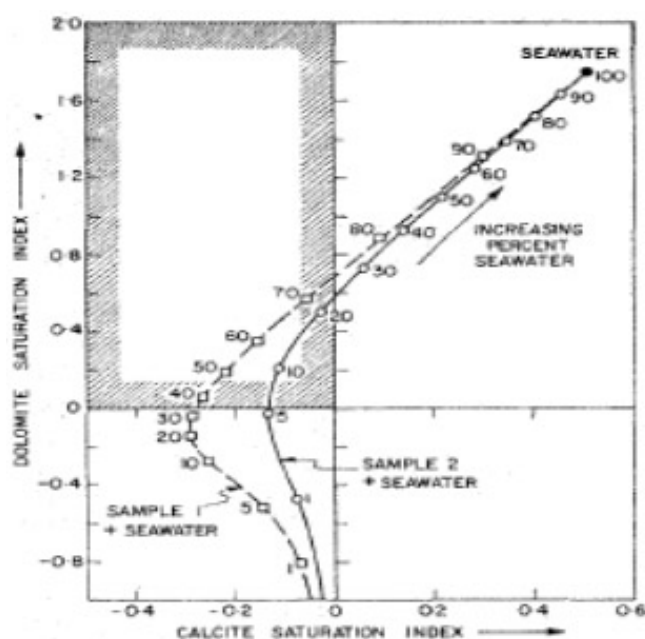


Figura 2.4.21 Evolución del índice de saturación respecto a la calcita y respecto a la dolomita para mezclas de agua del mar con dos tipos diferentes de aguas subterráneas. El agua 1 (línea de trazos) tiene $P_{\text{CO}_2} = 0,01$ atm y la 2 (línea continua) $P_{\text{CO}_2} = 0,001$ atm (Wigley y Plummer, 1976). La zona rayada corresponde al cuadrante en el que la tendencia es favorable al reemplazamiento de la dolomita por calcita (desdolitización).

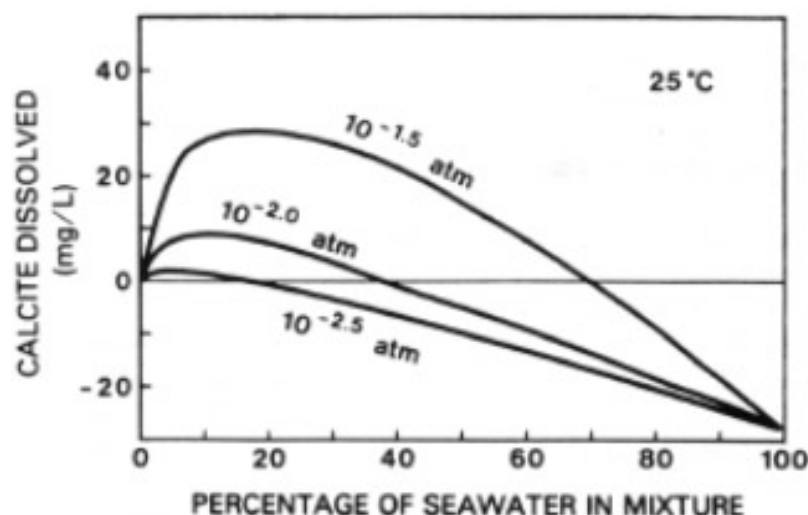


Figura 2.4.22 Cantidad de calcita en mg/L de agua que se disuelve según la mezcla de agua marina y agua dulce en función de la presión parcial de CO_2 del agua dulce (Sanford y Konikow 1989a).

La Figura 2.4.23 muestra la variación de la porosidad de la roca caliza. La mayor disolución la produce el agua mezcla salobre. La Figura 2.4.24 muestra el cál-

culo de la distribución del aumento de porosidad porcentual en 10.000 años de una roca caliza por mezcla de agua dulce subterránea y agua subterránea salina.

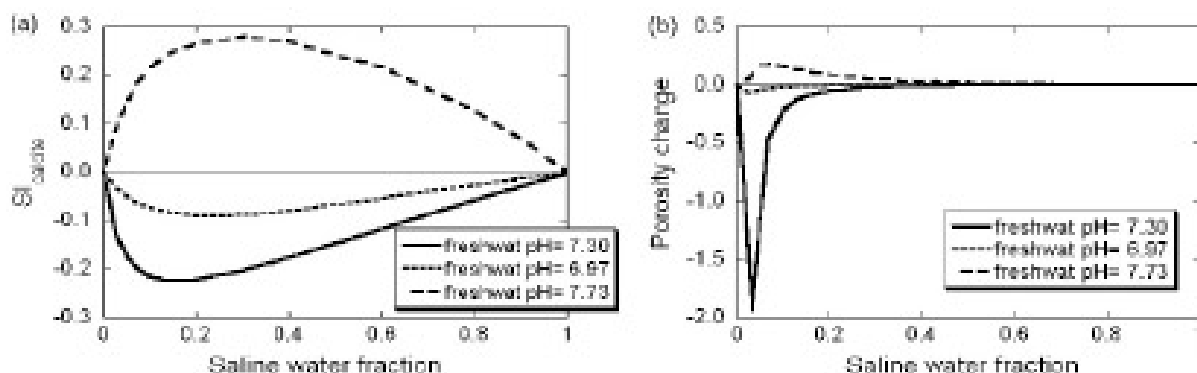


Figura 2.4.23 Variación de la porosidad de la roca caliza (figura derecha) como consecuencia de la disolución por mezcla de agua marina y agua dulce de distintos pH (en equilibrio con distintas P_{CO_2}), según Rezaei et al. (2005). La mayor disolución la produce el agua mezcla salobre.

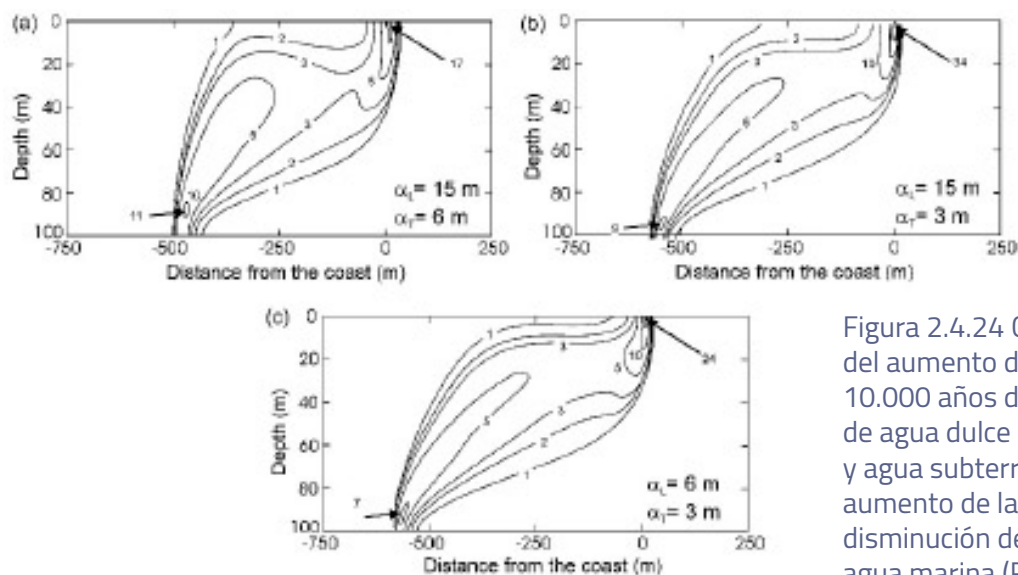


Figura 2.4.24 Cálculo de la distribución del aumento de porosidad porcentual en 10.000 años de una roca caliza por mezcla de agua dulce subterránea en equilibrio y agua subterránea salina: se produce un aumento de la alcalinidad, una pequeña disminución de Ca y Mg y menor pH que el agua marina (Rezaei et al., 2005).

El cambio de porosidad en el entorno de la zona de mezcla depende de la composición química del agua marina en el terreno y de la del agua dulce y de la dispersividad del medio (Rezaei et al., 2005). Si el pH del agua dulce es alto domina la precipitación y la disminución de la porosidad. Sucede lo contrario si el pH es bajo. El aumento de porosidad dentro de la zona de mezcla es mayor en una posición central desplazada hacia el lado del agua dulce. El máximo cambio de porosidad en situaciones generales está en el entorno del 5%, aunque puede llegar a superar el 10%, hasta el 30% en la parte de contacto con el mar. La variación de permeabilidad que acompaña a la disolución con aumento de porosidad desplaza hacia arriba la zona de mezcla y produce un desarrollo vertical de la karstificación.

En los procesos en la zona de mezcla, los iones Cl y SO_4 son conservativos, pero no el HCO_3 (o mejor el carbono inorgánico disuelto, CID) a causa de la precipitación o disolución de carbonatos, además de los cambios que se produzcan a consecuencia de los procesos redox.

En medios de Eh muy negativo, el SO_4 disuelto se puede reducir. Si la capacidad de cambio catiónico del medio es muy alta, como en ciertas formaciones volcánicas, el incremento de Ca en un proceso de aumento de salinidad puede hacer que se alcance la saturación en yeso en un cierto rango de salinidades y se produzca su precipitación (Gomis–Yagües et al., 2000; Boluda–Botella et al., 2004). No es una situación común en la práctica. Hay pocos ejemplos de campo documentados.

En muchas formaciones geológicas costeras se tiene una notable presencia de materia orgánica, lo que les confiere un marcado carácter químico reductor, que llega a la posible reducción de SO_4 y a generar CH_4 y H_2 (Chapelle y McMahon, 1991). La oxidación de estos últimos por captadores de electrones (oxidantes), como el O_2 disuelto en el agua de recarga o minerales que contienen Fe(III) o el SO_4 disuelto o que se pueda disolver en el agua, produce CO_2 que se disuelve en el agua y modifica el pH y aumenta el DIC (carbono inorgánico disuelto) y las especies carbonáticas disueltas. En el terreno se acumula FeS_2 y CaCO_3 , que cementan areniscas y se acumulan en las interfaces arena–arcilla.

En medio aerobio: $\text{O}_2 + \text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$, pero afecta poco al DIC ya que la concentración de O_2 disuelto entrante es pequeña, a menos de una difusión continua desde otro nivel.

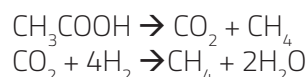
En medio anaerobio, considerando que la materia orgánica (MO) se puede representar por la glucosa, se

produce fermentación (Chapelle y McMahon, 1991):

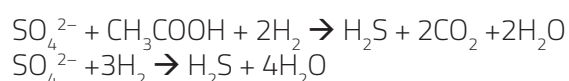
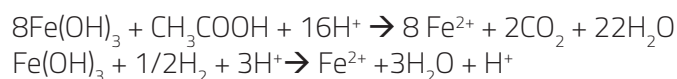


aunque en vez de formarse ácido acético (CH_3COOH) se pueden formar ácido propílico, ácido butílico o alcoholes. A su vez, los productos orgánicos y el H_2 pueden ser oxidados por Fe(III) y SO_4 .

En vez de una fermentación se puede producir una metanogénesis:

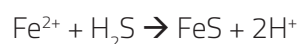


En cualquier caso, la reducción del Fe(III) puede producir abundante Fe^{2+} disuelto, según las reacciones:



En la última reacción, el SO_4 disuelto se consume, pero se puede ir reponiendo por difusión desde acuitados colindantes.

La formación de Fe^{2+} y H_2S produce FeS que se precipita



y el FeS evoluciona hacia FeS_2 (pirita) a partir de reacciones intermedias que producen S^0 .

En ambiente reductor se puede también producir la oxidación anaerobia de amonio con el nitrito disuelto (amanox) $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$, que a veces puede ser importante en áreas costeras (Santoro, 2010). El nitrito es un estado intermedio de la reducción del nitrato.

Los procesos redox se desarrollan más cuanto mayor es la profundidad y el confinamiento. Esto favorece un largo tiempo de tránsito que expone mucho mayor volumen de roca y retrasa el agotamiento de los reductores con el oxígeno que se introduce desde la superficie y permite avanzar algunas reacciones inorgánicas o biocatalizadas, que son lentas. Una representación simplificada es la de la Figura 2.4.25 para un perfil vertical en un acuífero costero potente multicapa, que también representa la evolución a lo largo de las líneas de flujo.

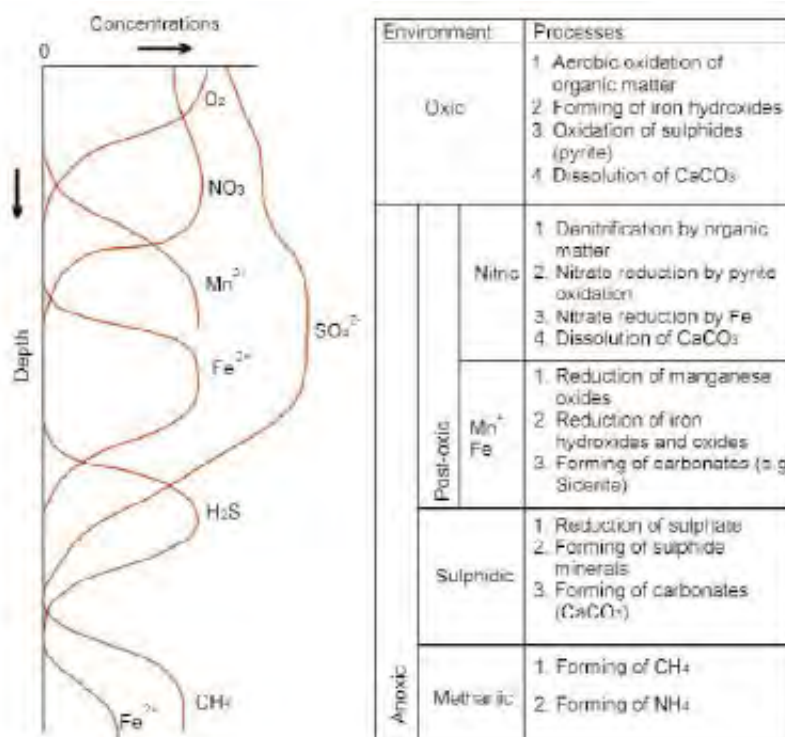


Figura 2.4.25 Perfil vertical en un acuífero costero potente multicapa, con los resultados de los procesos redox más frecuentes. También representa la evolución a lo largo de las líneas de flujo.

El agua marina es muy pobre en SiO₂ disuelta, en general del orden de 1,8 mg/L, mientras que es notablemente mayor en el agua dulce continental. Este contraste es especialmente notorio en costas e islas en las que dominan las formaciones volcánicas, en especial si son basaltos recientes. El SiO₂ es en general conservativo para tiempos de residencia no largos.

El contenido en boratos también puede ser un indicador de intrusión marina (Sánchez-Martos y Pulido-Bosch, 1999), ya que la concentración en el agua marina es alta (alrededor de 4,6 mg/L B y una relación ponderal Cl/B de 2000. Puede ser mucho menor para sales evaporíticas (900) y aguas con influencia geotérmica (200). Esta relación suele ser mayor en las aguas dulces naturales, aunque puede disminuir por contaminación con detergentes que contienen bórax, fertilizantes para compensar déficits de boro en los cultivos, productos de limpieza e higiene que contienen perborato, residuos de industrias papeleras y cerámica, aportados como líquido o productos volátiles que se incorporan a la deposición atmosférica. Según Morell et al., (2008), la lluvia en Castelló de la Plana, donde son comunes las industrias cerámicas, tiene hasta 7 mg/L. El B, como ion borato en agua de pH normal a alto, puede intercambiar con el medio arcilloso y en especial si es rico en materia orgánica y disminuir su concentración y luego ser lixiviado. A pH bajo domina el ácido bórico no disociado B(OH)₃.

El estudio de ciertos iones disueltos y de las relaciones isotópicas son en general una herramienta potente para determinar el proceso de intrusión y de los flujos de agua asociados (Fidelibus, 2003; Emblanch et al., 2004a; 2004b; Tamez–Meléndez, 2016).

El comportamiento del ion Br es muy similar al del ion Cl, pero hay algunas diferencias de interés. Es especialmente interesante el hecho de que el Br esté casi ausente en la halita y se concentre en las sales de precipitación final y las salmueras terminales. Al estar el Br en concentraciones mucho menores que las del Cl, pueden haber problemas para analizarlo con suficiente precisión. Se puede medir colorimétricamente, con cuidado para evitar interferencias y tener en cuenta la evolución temporal del color. Actualmente es mejor la determinación por cromatografía iónica de flujo lento, pero no tanto mediante la que se usa normalmente a causa de superposición de picos. Se pueden cuantificar concentraciones de 3 µg/L (0,25 mg/L) (Vázquez y de La Fuente Briz, 2007). Es recomendable medir el Br y el Cl en la misma muestra, para no acumular errores.

La relación molar Cl/Br en el agua marina es muy característica y vale 654±5 (290±3 en relación ponderal). En las aguas continentales varía normalmente entre 300 y 1000. Puede ser algo más elevado en algunas aguas residuales urbanas dulces. Es un margen poco amplio, pero utilizable para discriminar el origen de la salinidad (Davis et al., 1978; Custodio y Herrera 2000;

Herrera y Custodio, 2002; Custodio y Alcalá García, 2003; Alcalá y Custodio, 2004; 2008; Whittemore, 1988). La disolución de halita lleva a valores de la relación claramente mayores que 1000. En las Figuras

2.4.26 y 2.4.27 se muestran los campos probables de la relación Cl/Br en función de la salinidad en las aguas en los acuíferos costeros en varias situaciones.

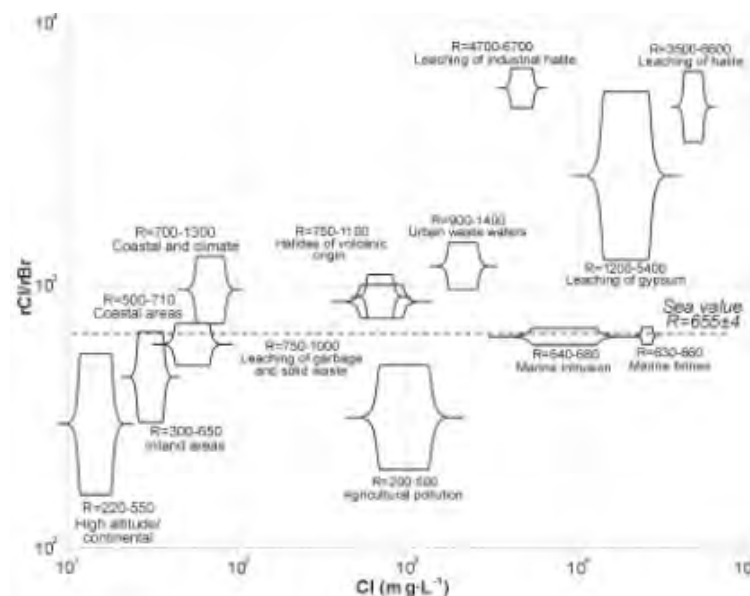


Figura 2.4.26 Campos probables de la relación molar Cl/Br en función de la salinidad en las aguas en los acuíferos costeros (Alcalá y Custodio, 2004). El símbolo r significa que los valores están en meq/L .

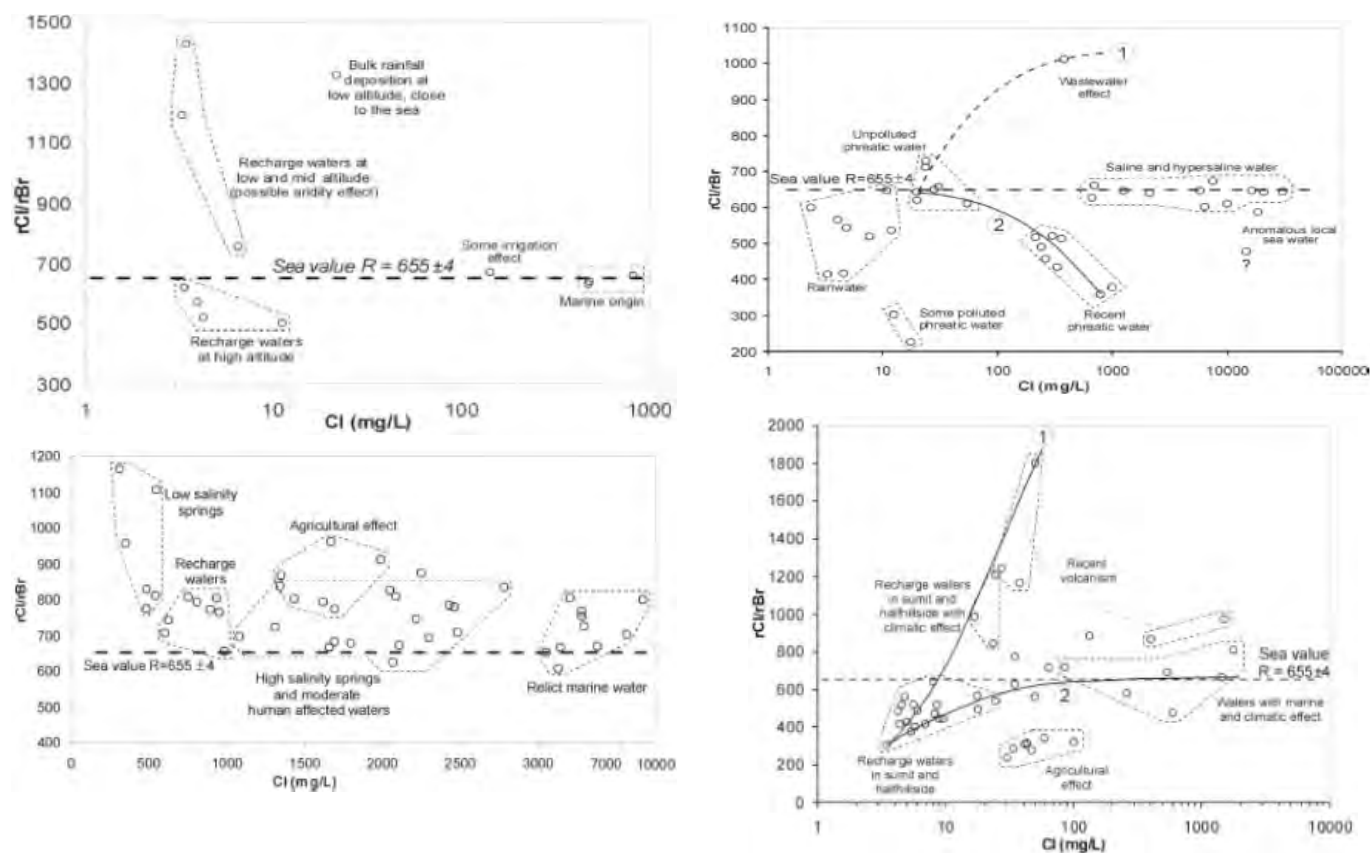


Figura 2.4.27 Campos probables de la relación Cl/Br en función de la salinidad en las aguas extremas de mezcla en los acuíferos costeros en varias situaciones (Alcalá y Custodio, 2004). Para que las mezclas se representen según rectas, la representación correcta es Br/Cl en función de $1/Cl$. En las figuras r significa que los valores están en meq/L .

2.4.2 Aspectos isotópicos ambientales

Los isótopos ambientales proporcionan técnicas de estudio bien establecidas (Fritz y Fontes, 1980; 1986; Gat y Gonfiantini, 1981) que también son frecuentemente buenas herramientas para el análisis de la intrusión marina y sus procesos evolutivos (Araguás, 2003; Gonfiantini y Araguás, 1988; Ma et al., 2007; Currell et al., 2013).

Actualmente es habitual la medida de la composición isotópica del agua, en especial de sus isótopos estables. También es frecuente realizar determinaciones isotópicas de las sustancias disueltas.

En un gráfico $\delta^{18}\text{O}$ – $\delta^2\text{H}$ del contenido isotópico estable del agua, los puntos que representan a los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de las mezclas de agua dulce y agua marina se sitúan sobre una recta que une el agua dulce con el agua marina, si son esas las aguas extremas (Figura 2.4.28). Sin embargo, los extremos que realmente se mezclan puede que no sean los que corresponden a aguas de recarga actual. Además hay que considerar las interacciones con el medio y otros posibles componentes. El carácter conservativo del Cl ayuda a dilucidar numerosas situaciones que en el gráfico $\delta^{18}\text{O}$ – $\delta^2\text{H}$ no se identifican bien, como la posibilidad de mezcla o el proceso evolutivo.

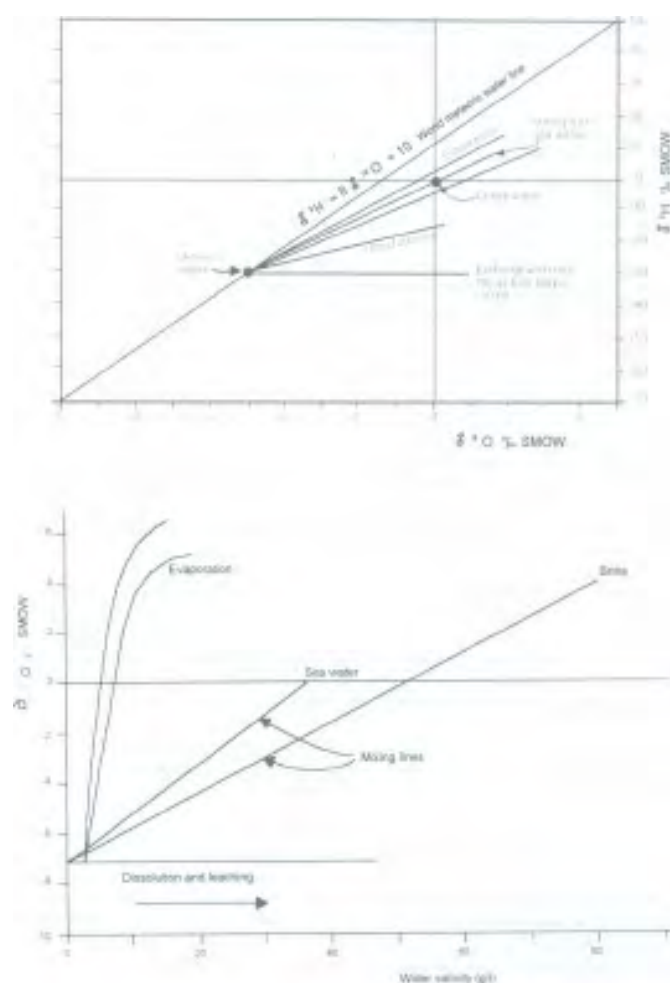


Figura 2.4.28 Utilización de los isótopos estables del agua. En la figura superior se muestra la relación $\delta^{18}\text{O}$ – $\delta^2\text{H}$ y cómo puede evolucionar un agua continental por diversas causas, entre ellas la mezcla con agua marina, considerada como $\delta^{18}\text{O} = 0\text{‰}$ y $\delta^2\text{H}\text{‰} = 0\text{‰}$ respecto al estándar SMOW, aunque las aguas marinas poco profundas son algo más pesadas isotópicamente a causa de la evaporación o algo más ligeras si tienen influencia continental (por ejemplo en un estuario). La figura inferior muestra la relación entre el $\delta^{18}\text{O}$ y el contenido en Cl en escala lineal. Si la escala de Cl es logarítmica las relaciones ya no se representan como lineales. Ambos gráficos son complementarios para la interpretación (FAO, 1997; Gonfiantini y Araguás, 1988; Custodio y Llamas, 1976).

La perturbación atmosférica de origen termonuclear que dio origen al interés hidrogeológico del tritio (^3H) como trazador de aguas recientes está ya muy disminuida, de modo que su utilidad actual es limitada, aunque aún es interesante para aguas de largo tiempo de residencia. El agua marina actual tiene contenidos pequeños pero apreciables de tritio si la determinación es suficientemente sensible, por ejemplo con error de $\pm 0,1$ UT. La aplicación puede extenderse considerando conjuntamente el contenido en ^3H y ^3He , aunque el muestreo y la medición se complican notablemente, además de tener que efectuar correcciones que entrañan cierta dificultad y error.

La evolución del ^{13}C suele ser compleja debido a los procesos de precipitación y disolución de carbonatos asociados a la intrusión marina. Por eso, más que un trazador de dicha intrusión marina es un trazador para caracterizar los procesos hidrogeoquímicos involucrados. El CaCO_3 precipitado tiene el $\delta^{13}\text{C}$ del agua (aproximadamente) y se puede tratar como un proceso tipo Rayleigh.

El ^{14}C permite “datar” el agua en el acuífero. Debe interpretarse considerando que en muchos casos la muestra es en realidad una mezcla, no un agua de recarga definida que corresponde a un cierto lugar y tiempo (Custodio y Jódar, 2016) y que puede haber

sufrido procesos hidrogeoquímicos complejos. Los gráficos $\delta^{13}\text{C}$ – A^{14}C , aún sin ser definitivos, ayudan a la interpretación. Si hay oxidación de materia orgánica (MO), el C oxidado se suma al DIC y en función de su edad altera la actividad en ^{14}C ; si la MO es antigua, hace disminuir la actividad del ^{14}C esperable. Los resultados informan sobre el tiempo medio de renovación del agua en el acuífero.

El sulfato marino actual es muy característico en cuanto a los valores del contenido isotópico de ^{34}S y ^{18}O , pero puede coincidir con los del agua dulce si el sulfato disuelto que contiene procede de una deposición atmosférica que esté dominada por el aerosol marino. Por lo tanto, no siempre es una herramienta discriminadora del origen. Puede ser definitiva en el caso de procesos redox.

Además de un alto contenido en B, el agua marina tiene una composición isotópica del B característica, de $+37,7\text{‰}$ $\delta^{11}\text{B}$, en general muy diferente de las aguas continentales (Morell *et al.*, 2008; Vengosh *et al.*, 1999). Los contenidos en B y en $\delta^{11}\text{B}$ pueden ser de utilidad para determinar el origen de la salinidad, pero hay que corregir posibles efectos de fraccionamiento agua–terreno cuando el terreno contiene una proporción arcillosa significativa. En la Figura 2.4.29 se muestran los campos de variación más frecuentes.

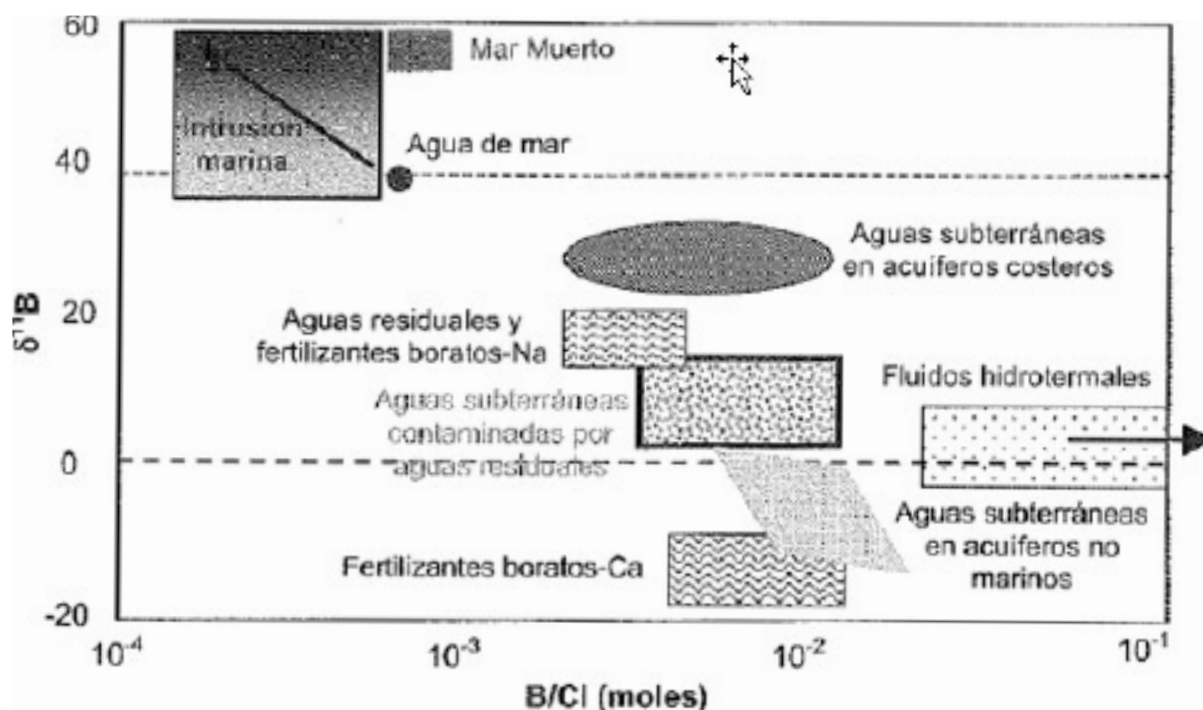


Figura 2.4.29 Variaciones de los valores de $\delta^{11}\text{B}$ en función de la relación B/Cl (molar) para diferentes fuentes de solutos (Vengosh *et al.*, 1999).

También es característica la relación isotópica $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ en el agua marina. Suele diferir claramente de la de las aguas continentales, que responde principalmente a la relación en las rocas que aportan el Sr. En el agua marina, la relación molar Ca/Sr vale 110 mientras que el agua dulce es mayor, comúnmente en el entorno de 300. Esto puede ser de utilidad para el trazado de la intrusión marina (Barbieri et al., 1998;

Khaska et al., 2013; Jørgensen et al., 2008). Sin embargo, los procesos químicos de reacción roca–agua pueden hacer que al fluir el agua marina y sus mezclas con el agua continental por el terreno se incorporen cantidades significativas de Sr de la roca ambiental que enmascaren la marca isotópica marina. En la Figura 2.4.30 se muestra un ejemplo de aplicación.

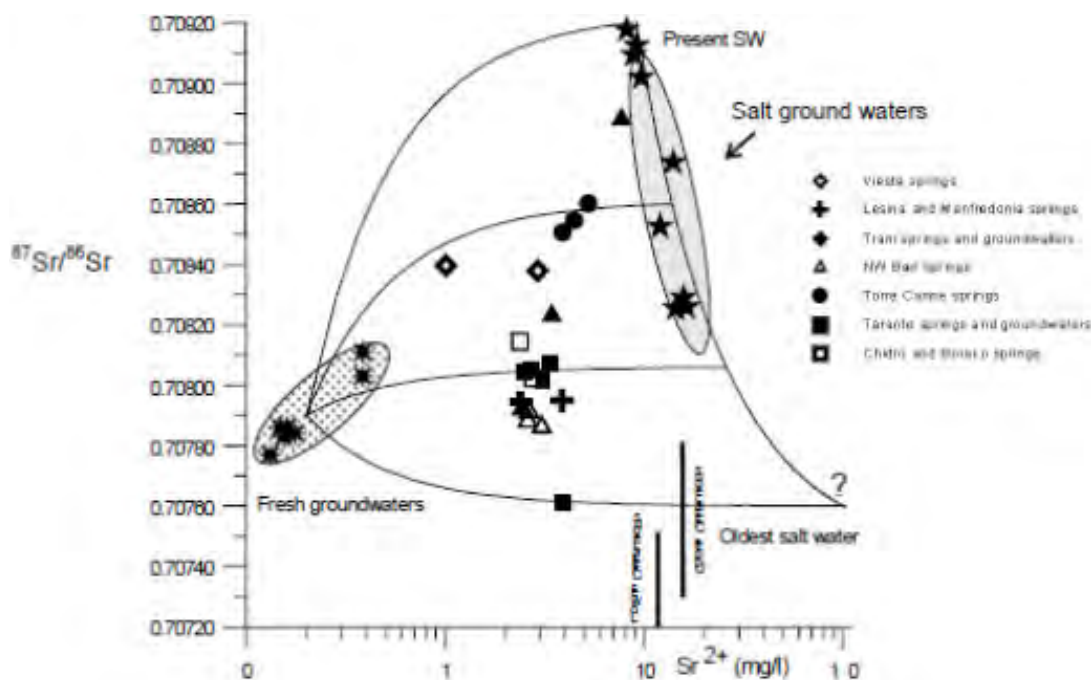


Figura 2.4.30 Gráfico de $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ en función del contenido en Sr en aguas subterráneas, de manantiales costeros y del mar actual en los acuíferos costeros de la Región de Apulia, en el Sur de Italia (modificado de Barbieri et al., 1999).

La descarga de agua subterránea al mar puede quedar delatada por la aportación de ^{222}Rn principalmente (Cable et al., 1996; Moore, 1996; Mayer et al., 2016) y varios isótopos del Ra (Rodellas et al., 2012; Hwang et al., 2005). Estos contenidos se pueden medir actual-

mente con cierta facilidad, incluso in situ si se dispone de equipos portátiles. Eso permite no solo identificar los lugares de descarga del agua subterránea, sino intentar cuantificar los flujos cuando hay una suficiente red de medida.

2.4.3 Orígenes de la salinidad en acuíferos costeros

No toda la salinidad de las aguas de los acuíferos costeros es de origen marino reciente, natural o inducida por las extracciones ni tampoco aguas salinas antiguas de origen marino. Otras posibles causas pueden ser:

a) gran concentración por evaporación de la deposición salina atmosférica, tanto húmeda (disuelta en el agua de lluvia) como seca, a causa de aridez climática, lo que está favorecido por el efecto del aerosol marino en las

cercanías de la costa

b) evaporación de aguas continentales en situaciones áridas, que en el caso de ser originariamente salobres o saladas pueden dar origen a salmueras; estas salmueras muy densas pueden infiltrarse en el terreno, penetrar profundamente y extenderse a lo largo de la base del acuífero

c) efecto del rociado marino en franjas costeras con vientos fuertes procedentes del lado marino

d) disolución de sales evaporitas contenidas en los sedimentos, de diversos orígenes, como antiguas lagunas o marismas desecadas
e) efecto antrópico de contaminación urbana o industrial o de fugas en el transporte por tubería de aguas salobres o saladas o a causa del uso o por infiltración de salmueras residuales de plantas de desalinización
f) infiltración de retornos de riego. Con frecuencia es un origen importante de salinidad, en especial en zonas áridas con riegos tecnificados muy eficientes. No es raro que para regar se usen mezclas de aguas dulces y aguas salobres, que sufren después una alta evapoconcentración. En el transporte y almacenamiento de las aguas salobres se pueden producir fugas que afectan a la salinidad del agua del acuífero.

La correcta gestión de la calidad del agua subterránea en un área costera requiere conocer el origen de la salinidad. En acuíferos kársticos tiene además relevancia para identificar los mecanismos involucrados (Kapelij et al., 2004). No es raro encontrar normas y restricciones que no responden a la realidad de lo que sucede en el acuífero, como en Australia, el noreste español y Canarias. Esto puede suponer perjuicios a los usuarios y pérdidas de oportunidades. Una adecuada caracterización requiere estudios hidrodinámicos, hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales. En ocasiones no es fácil encontrar un origen claro de la salinidad (Tellam y Lloyd, 1986; Otero et al., 2011), por lo que hay que combinar el mayor número posible de indica-

dores en el contexto de un modelo hidrogeológico de funcionamiento, que esté validado. Una determinada muestra de agua es con frecuencia una mezcla que ha sufrido transformaciones. Las mezclas binarias tienen un tratamiento sencillo, pero se complica a medida que el número de componentes extremos aumenta, en especial porque no se suele conocer esos extremos y hay que deducirlos. El programa MIX (GHS, 2004; Carrera et al., 2004) es una herramienta muy útil para estudiar mezclas y encontrar los componentes extremos más probables cuando estos no son bien conocidos.

Es frecuente la existencia de agua salobre en numerosos acuíferos o en sus partes profundas, tanto en las proximidades de la costa como en el interior continental. Sus características químicas son a veces peculiares, derivadas de distintos orígenes y procesos diagenéticos y con frecuencia están saturadas o próximas a estarlo respecto a diferentes minerales, en general la calcita, pero a veces también el yeso. Estos cuerpos de agua salobre tienen interés como posibles receptores de aguas salinas generadas en distintos procesos, pero actualmente aún más como recurso de agua para desalobrar en lugares con escasos recursos de agua dulce, siempre que se resuelva el vertido del agua de rechazo más salina (ver la Sección 4.5 del Capítulo 4). Conocer el origen de estas aguas es importante para evaluar los recursos. Se han realizado inventarios en Holanda (Stuyfzand y Raat, 2010) y en los Estados Unidos (McMahon et al., 2016).

2.5 Aspectos hidrogeológicos de los acuíferos costeros

2.5.1 Variaciones del nivel del mar

Las variaciones del nivel del mar a lo largo de la historia geológica han condicionado cambios costeros importantes. Con niveles bajos se pueden producir excavaciones del terreno por los ríos, que después se rellenan con sedimentos al ascender el nivel. Estos sedimentos pueden albergar importantes acuíferos costeros. Los más recientes son los más importantes ya que están formados por materiales en general no consolidados, con posibles niveles de gravas y arenas permeables y niveles de limos y arcillas depositados en ambientes de agua marina y de estuario que actualmente pueden conservar parte de su salinidad inicial. Además, la posición geográfica de la línea de costa puede haber cambiado notablemente cuando la pendiente continental es pequeña.

Los cambios del nivel del mar de interés son los relativos entre el mar y el continente o isla y son el resultado de la combinación de los cambios absolutos del nivel del mar (eustáticos) y los del terreno. Estos últimos pueden ser importantes en áreas tectónicamente activas, como el Mediterráneo del Sureste del Península Ibérica (Giménez et al., 2000; Martínez–García y Soto, 2006), o asociados al volcanismo y la erosión de los materiales acumulados, como en las Islas Canarias.

Los cambios eustáticos de mayor interés para el estudio de los acuíferos costeros son los producidos a lo largo del Cuaternario, asociados a las glaciaciones, en especial la última (Weichsel o Würm). En el último máximo glacial se cubrieron grandes extensiones con-

tinenciales (Clark et al., 2001). Acabó hace unos 14.000 años y produjo un ascenso relativamente rápido del nivel del mar entre 100 y 120 m hace unos 11.000 años, hasta alcanzar rápidamente niveles próximos a los actuales. Es la transgresión flandriense, en la que el mar avanzó sobre el continente. Previamente se había producido una excavación de las formaciones deltaicas y de abanicos aluviales costeros preexistentes (Harvey, 2002).

La evolución del nivel del mar es bien conocida desde los trabajos de Fairbrigg (1961) y otros numerosos trabajos posteriores (Fleming et al., 1998) y los que se recogen en Zazo (1999; 2015). La variación en los casi medio millón de años últimos se muestra en la Figura 2.5.1. En la Figura 2.5.2 se muestra la evolución desde el anterior interglacial, en la Figura 2.5.3 el ascenso tras el último máximo glacial y en la Figura 2.5.4 los datos recientes medidos de la posición del nivel del mar. Los cambios de la línea de costa europea debidos a la última glaciación se pueden ver en la Figura 2.5.5.

Figura 2.5.1 Diversas estimaciones del cambio del nivel del mar a lo largo de los últimos cuatro ciclos glaciales (Waelbroeck et al., 2002). El eje de abscisas está en ka (kiloaños = miles de años).

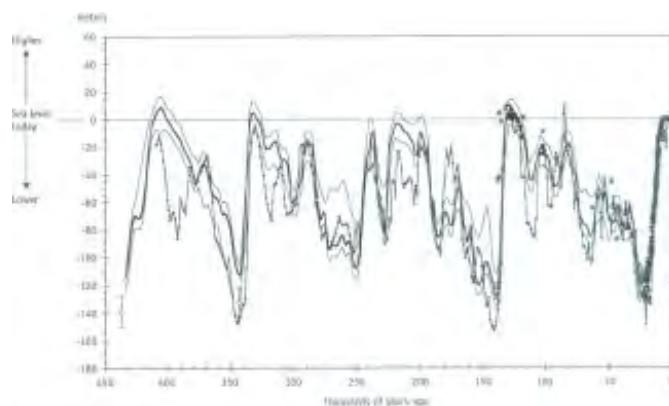


Figura 2.5.2 Evolución del nivel medio del mar respecto a la posición en la segunda mitad del siglo XX (Shackleton, 1987; Pirazzoli, 1996; Edmunds y Milne, 2001). El eje de abscisas está en ka (kiloaños = miles de años).

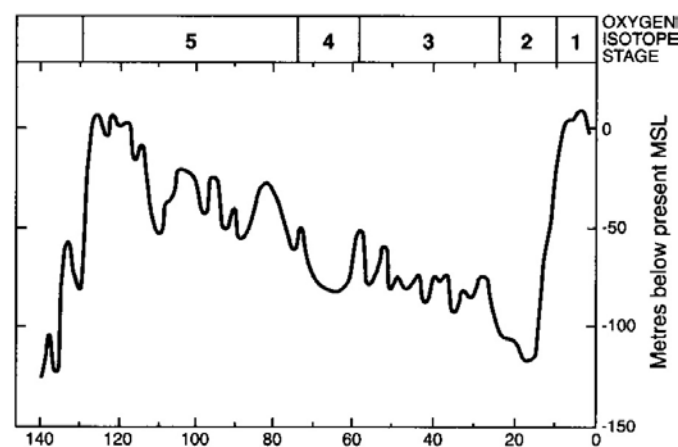
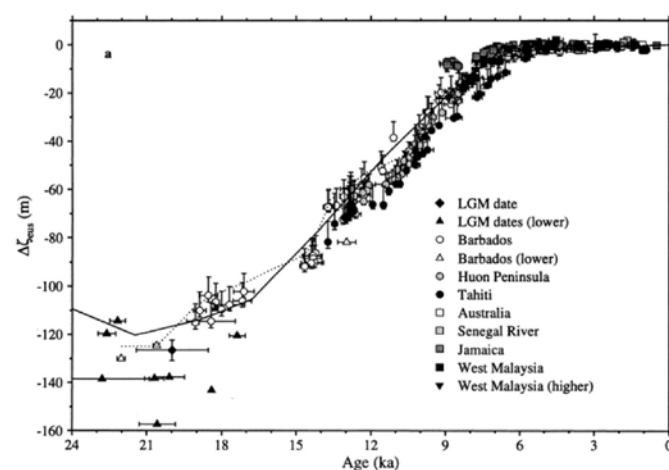


Figura 2.5.3 Ascenso del nivel del mar desde el último máximo glacial, según Fleming et al. (1998). El eje de abscisas está en ka (kiloaños = miles de años).



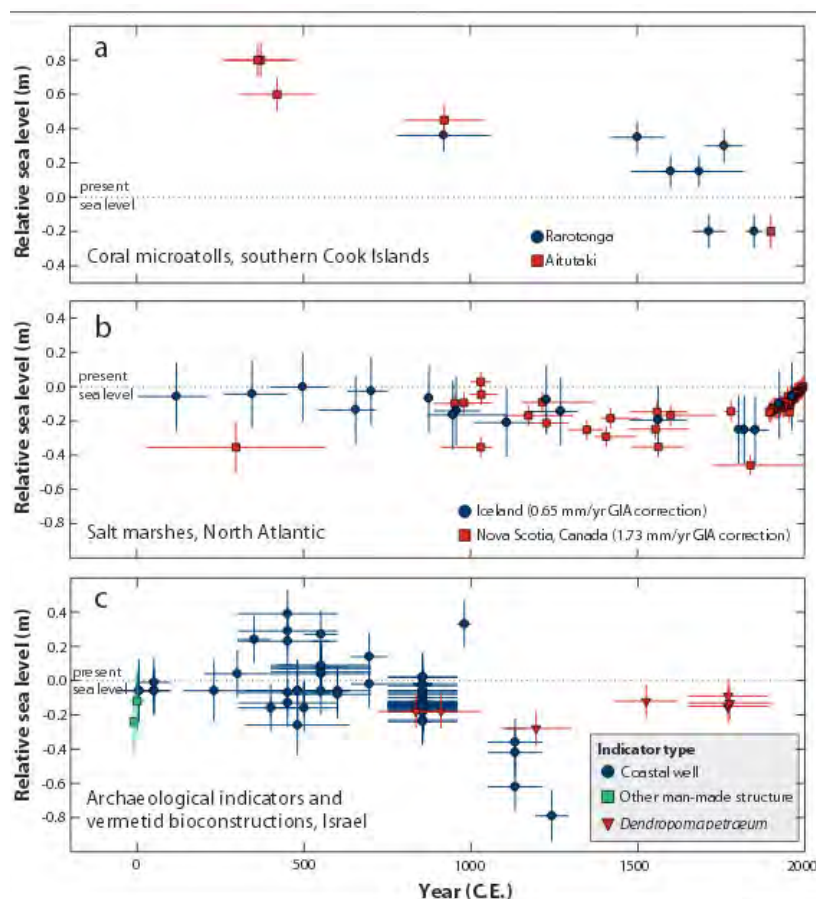


Figura 2.5.4 Ejemplos de reconstrucciones del nivel del mar mediante representantes (*proxies*) a lo largo de los últimos 2000 años (Gehrels et al., 2011) según registros en a) microatolones del Pacífico Sur; b) marismas saladas de Islandia, con corrección por isostasia; c) costa mediterránea de Israel.



Figura 2.5.5 Variación de la posición de la línea de costa respecto a la posición actual durante el último máximo de descenso del nivel del mar (Edmunds et al. 2001; Edmunds y Milne, 2001). Las líneas con flecos marcan el límite de las masas de hielo.

La Figura 2.5.6 muestra una posible proyección al futuro del esperable ascenso del nivel del mar como consecuencia del probable calentamiento global. La evolución en las últimas cuatro décadas se puede constatar mediante estudios satelitales (Cabanes et al., 2001) y otros trabajos (Cazenave y Nerem, 2004).

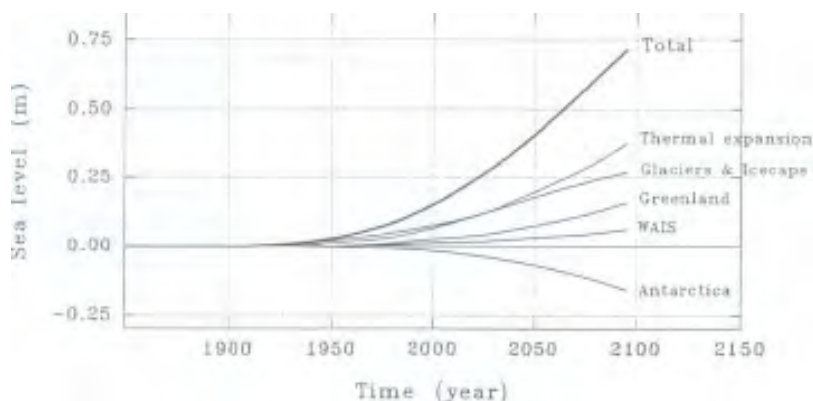
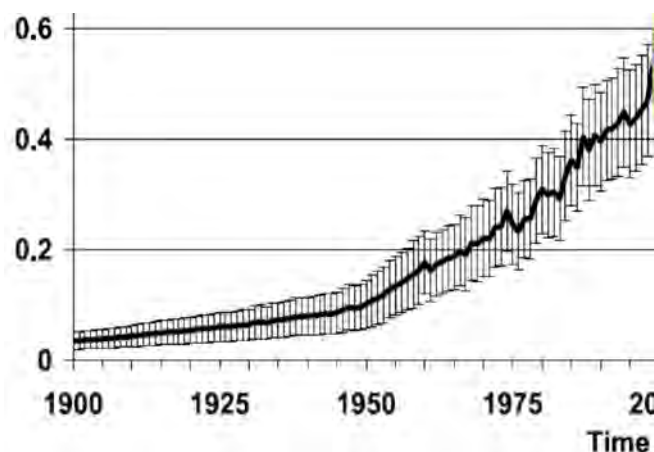


Figura 2.5.6 Proyección del posible ascenso futuro del nivel del mar en unos de los escenarios considerados (Villach II), según Gregory y Oerlemans (1997), mostrando las diferentes contribuciones al ascenso total.

Durante el último periodo glacial, el nivel del mar estuvo en promedio a -50 m respecto al nivel actual, alcanzando -100 a -130 m durante el último máximo glacial (LGM, *last glacial maximum*) entre hace 15 y 25 ka (Kooi y Groen, 2000) y hace 21 ka según Clark et al. (2001), con descensos entre 118 y 163 m; hace 21 ka el nivel del mar era estable entre -113 y -127 m (-113 y 140 m según otros investigadores). Es habitual considerar -120 m. Fleming et al., (1998) indican -125 ± 5 m en el LGM y $+3$ a $+5$ m hace 7 ka. El ascenso del nivel del mar se inició hace 19 ka y fue muy rápido entre hace 13,7 y 14,2 ka. La velocidad media de ascenso entre hace 1 y 17 ka, que incluye el Younger Dryas hace 14 ka, fue de 10 mm/a (Fleming et al., 1998). En el entorno de mediados de la década de 1980, la velocidad de ascenso medida fue de 0,1 a 5,8 mm/a, con los valores más frecuentes entre 2 y 3 mm/a (Pirazzoli, 1988). Con datos de los mareógrafos se dedujeron velocidades de ascenso del nivel del mar

de 1 a 2 mm/a. Utilizando 40 años de datos satelitales, Cabanes et al. (2001) determinaron una velocidad de ascenso entre 1955 y 1996 de $1,6 \pm 0,15$, de los que $1,4 \pm 0,10$ son termoestéricos (debidos a la expansión por aumento de la temperatura) y $<0,05$ halostéricos (por aumento de la salinidad). Para el periodo 1993–2003, Cazenave y Nerem (2004) calcularon $2,4 \pm 0,4$ mm/a y 3,1 mm/a si se restan los efectos isostáticos por ajuste postglacial; 0,8 mm/a son debidos a la fusión de las masas de hielo. Términos adicionales son los de la retención de agua en embalses en la superficie continental, entre 0,2 y 0,7 m (media de 0,4 m) en 2010 y los de vaciado de agua continental por descenso de los niveles freáticos a causa de la extracción de agua subterránea, estimados en 0,1 m (Figura 2.5.7). En el Mediterráneo occidental, la UNEP tiene estaciones singulares de observación del nivel del mar en los deltas de l'Ebre (Ebro) y del Ródano (Biondić, 2004).

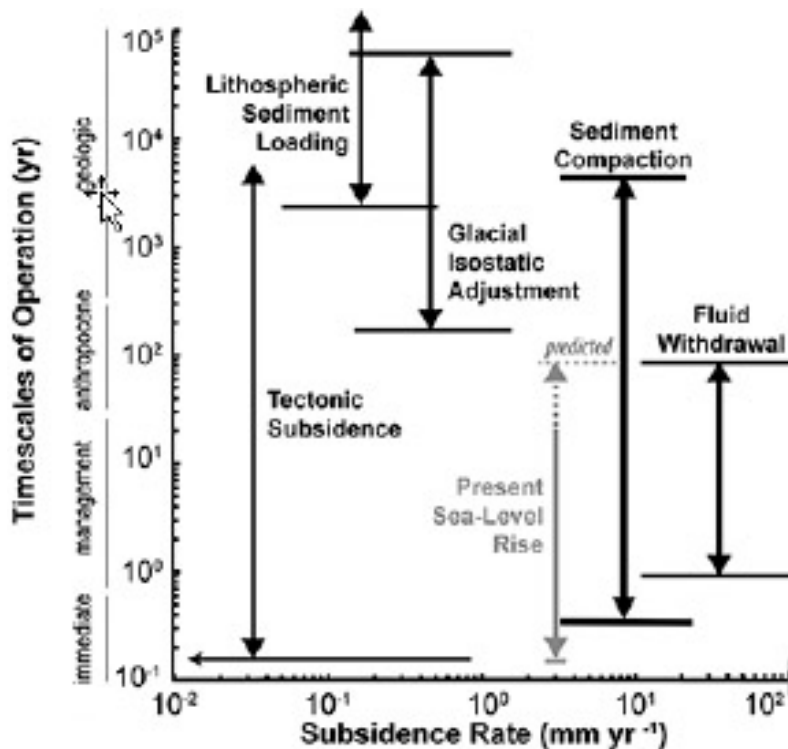
Figure 2.5.7 Contribución del consumo de reservas de agua subterránea a la subida global del nivel del mar desde 1900 a 2000, con la incertidumbre indicada por la franja de barras de error. Modificado de Wada et al., (2012b); se han eliminado de la figura las proyecciones hacia el futuro. La acumulación es de 10 mm.



En numerosas áreas costeras, la elevación del terreno relativa a una superficie fija cambia con el tiempo por diversas causas y lo hace a tasas diferentes según la escala del proceso. Frecuentemente domina la subsidencia, pero en ocasiones se produce una elevación. La

Figura 2.5.8 trata de resumir las causas y sus circunstancias. Los cambios eustáticos del nivel del mar son debidos más a modificaciones del volumen de agua en el océano o de la forma de las cuencas oceánicas que a cambios en las altitudes.

Figura 2.5.8 Representación de los principales mecanismos de la tasa de subsidencia y las escalas temporales a las que actúan (Allison et al., 2016). Se muestra la elevación actual del nivel eustático del mar y la prevista para en año 2100 (parte punteada). Se muestra una importante subsidencia continental relativa a la de nivel del mar del momento.



Kooi y Groen (2000) estiman una subsidencia por compactación de sedimentos de 0,1 mm/a en la costa holandesa y de 0,1 a 0,5 mm/a en el interior del delta del Nilo.

En el Mediterráneo se produjo una situación excepcional hace casi 6 Ma (entre 5,96 y 5,33 Ma), cuando casi se secó por haber quedado aislado al cerrarse tectónicamente el estrecho de Gibraltar (Krijgman et al., 1999). Esta casi desecación, con formación de importantes y potentes sedimentos evaporíticos, no fue homogénea y el Mar Mediterráneo de entonces (Paleotetis) se fraccionó en varias unidades, que formaron el llamado Lago Mare. Una parte ocupó el fondo del Mar Tirreno actual. Al acontecimiento se le denomina crisis salina messiniense. El nivel del agua descendió del orden de 1500 m en el lado occidental (del orden de 1000 m bajo el actual en el estuario del Ródano) y hasta 2400 m en el oriental, con profundas incisiones continentales por erosión (Bache, et al., 2009). La apertura rápida del estrecho de Gibraltar, con un

salto de casi 1000 m, produjo un rápido llenado hasta posiciones próximas a las actuales (García-Castellanos et al., 2009), aunque se han producido algunos pequeños cambios posteriores por causas tectónicas. La apertura al Atlántico por Gibraltar se produjo hace 5,33 Ma con una incisión de hasta 250 m de profundidad (excavada a $> 0,4$ m/d) a lo largo de 200 km y con un caudal hasta $100 \text{ km}^3/\text{s}$ (1000 veces el del río Amazonas). El 90% de la transferencia de agua se completó en menos de 2 años, produciendo un ascenso de hasta 10 m/d. El final de la crisis messiniense supuso transgresiones marinas muy importantes sobre sedimentos miocenos, con notables depósitos de sedimentos (Figura 2.5.9). Esto tiene relevancia hidrogeológica, por los sedimentos depositados y por que los mismos fosilizaron formaciones kársticas profundas. Han sido reconocidas en el Rosellón y la Provenza, en el sur de Francia (Audra et al., 2004; Clauzon et al., 1987; 1995) y tienen reflejo en los potentes depósitos de arcillas y margas mio-pliocenas bajo los valles costeros de los ríos de la costa mediterránea española.

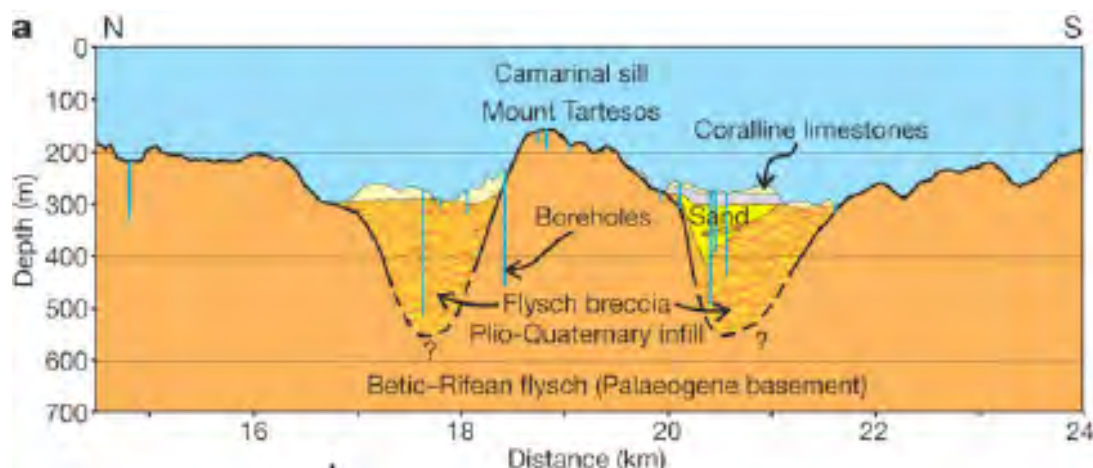


Figura 2.2.9 Corte por el Mar de Alborán, en el SW del Mar Mediterráneo, según García–Castellanos et al. (2009), que muestra el fondo marino durante la transgresión messiniense y los depósitos posteriores de relleno.

Los cambios del nivel del mar durante el Cuaternario son los que más afectan a los acuíferos costeros. Por un lado pueden haber facilitado la entrada de agua marina en acuíferos continentales durante la transgresión (Coetsiers et al., 2004; De Montety et al., 2008), aunque con menor efecto en el área mediterránea por la mayor pendiente del terreno litoral, pero que puede ser significativa en formaciones carbonatadas karstificadas. También pueden haber atrapado aguas continentales dulces al quedar cubiertas por sedimentos, las que se consideran paleoaguas (Edmunds y Milne, 2001; Jirakova et al., 2001; Kafri y Yechieli, 2012; Manzano et al., 2001). Se han formado acuíferos de importancia bajo los actuales deltas, que contienen terrazas aluviales profundas acuíferas, en buena parte pleistocénicas, confinadas o semiconfinadas por los sedimentos holocenos. Estos acuíferos están bien estudiados a nivel mundial y en particular en el Mediterráneo, tanto en el sur de Francia (Rabineau, 2001; Duvail y Strat, 2002; Duvail et al., 2005; Jalut et al., 2000) como en la costa mediterránea española (Riba

i Arderiu, 1981), como se detalla en diversos lugares del Capítulo 3, principalmente en relación con el delta del Llobregat. Su conocimiento no es sencillo (Douglas y Peltier, 2002) y hay además efectos no eustáticos superpuestos a los de marea (Goldsmith, 1990).

Desde hace 11.000 años el nivel del mar está próximo al actual, pero también presenta variaciones de algunos metros (Gehrels et al., 2011; Kemp, 2001; Goy, 1996; Zazo, 2015), lo que tiene ciertas implicaciones en la salinidad de los acuíferos costeros (Postma, 1983) y la va a tener en el futuro como consecuencia del ascenso progresivo del nivel del mar. Esto puede tener consecuencias en los acuíferos de áreas de baja pendiente, tanto por el cambio del nivel de base hidráulico como por la posición de la línea de costa. Este efecto se puede estudiar por modelación numérica (Oude Essink et al., 2010; Watson et al., 2010; Webb y Howard, 2011; Yechieli et al., 2010), aunque en costas con pendiente el efecto puede ser moderado (Chang et al., 2011).

2.5.2 Efecto de los cambios del nivel de mar y las fluctuaciones de las mareas

Si cambia el potencial de agua dulce, se modifica también el del agua salada, ya que ante cambios rápidos el comportamiento es como el de un único cuerpo de agua que responde a presiones. La modificación, si permanece, crea un desequilibrio y el sistema inicia una evolución hacia una nueva posición de equilibrio. Sin embargo, la interfaz se mueve muy lentamente ya

que implica el desplazamiento de grandes volúmenes de agua subterránea.

Las recargas rápidas producen efectos similares a un cambio brusco de nivel y van seguidas de una descarga lenta acompañada de una modificación de la posición de la cuña salina y de la forma de la interfaz (Figura 2.5.10).

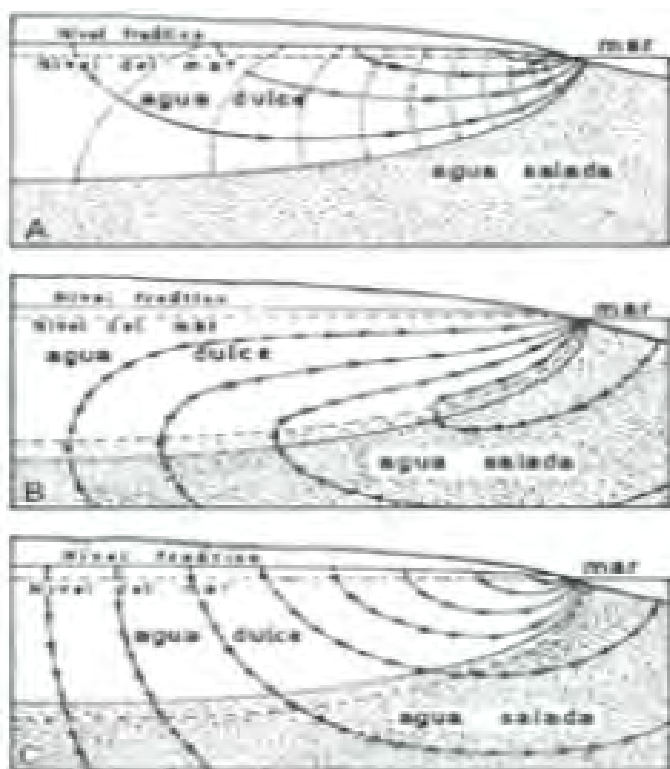


Figura 2.5.10 Comportamiento de un acuífero costero libre cuando se producen variaciones rápidas en la recarga. El mismo esquema vale para cambios rápidos en el nivel del mar.

- A. El sistema está en estado estacionario con recarga uniforme e interfaz estable.
- B. Rápida disminución de la recarga; la reserva de agua dulce se consume y la interfaz asciende lentamente.
- C. Rápido aumento de la recarga; la reserva de agua dulce se incrementa y la interfaz desciende lentamente.

En los casos B y C las líneas de corriente son las del estado transitorio y están ligadas al movimiento de la interfaz hacia su nuevo estado de equilibrio, si el cambio se mantiene.

Las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros están muy influenciadas por los cambios en las condiciones que controlan la dinámica del acuífero, tales como las variaciones en el nivel del mar y del agua dulce, tanto las cíclicas de alta frecuencia como las de baja frecuencia como las tendenciales. Los cambios hidráulicos se propagan por el acuífero en función de la difusividad hidráulica (transmisividad/coeficiente de almacenamiento) y se atenúan con la distancia a donde se producen, en función del coeficiente de almacenamiento. Los acuíferos libres plantean problemas específicos por la existencia de recarga sobre su superficie (Ataie–Ashtiani *et al.*, 1999). En este comportamiento, el intercambio con heterogeneidades y otros cuerpos de agua subterránea puede originar modificaciones importantes respecto a las situaciones teóricas simples (Monachesi y Guarracino, 2011).

Los cambios del potencial hidráulico se traducen en desplazamientos relativos de los diferentes cuerpos de agua de acuerdo con sus densidades, que son principalmente función de sus salinidades. Los cambios son muy lentos al tratarse de movimientos físicos. Suponen oscilaciones en respuesta a fenómenos cíclicos, con aumento de la mezcla entre aguas, tanto más cuanto más heterogéneo sea el medio. En estado estacionario, el flujo en la zona de mezcla entre el agua dulce y el agua salada es aproximadamente paralelo a las isóconas (superficies de igual densidad), de modo que la dispersión está dominada por la dispersividad hidrodinámica transversal, que en general es un orden de magnitud inferior a la longitudinal. Sin embargo, en procesos transitorios con desplazamiento lateral de los frentes, existe movimiento perpendicular a las isóconas, lo que favorece que la mezcla pueda aumentar notablemente (Figura 2.5.11).

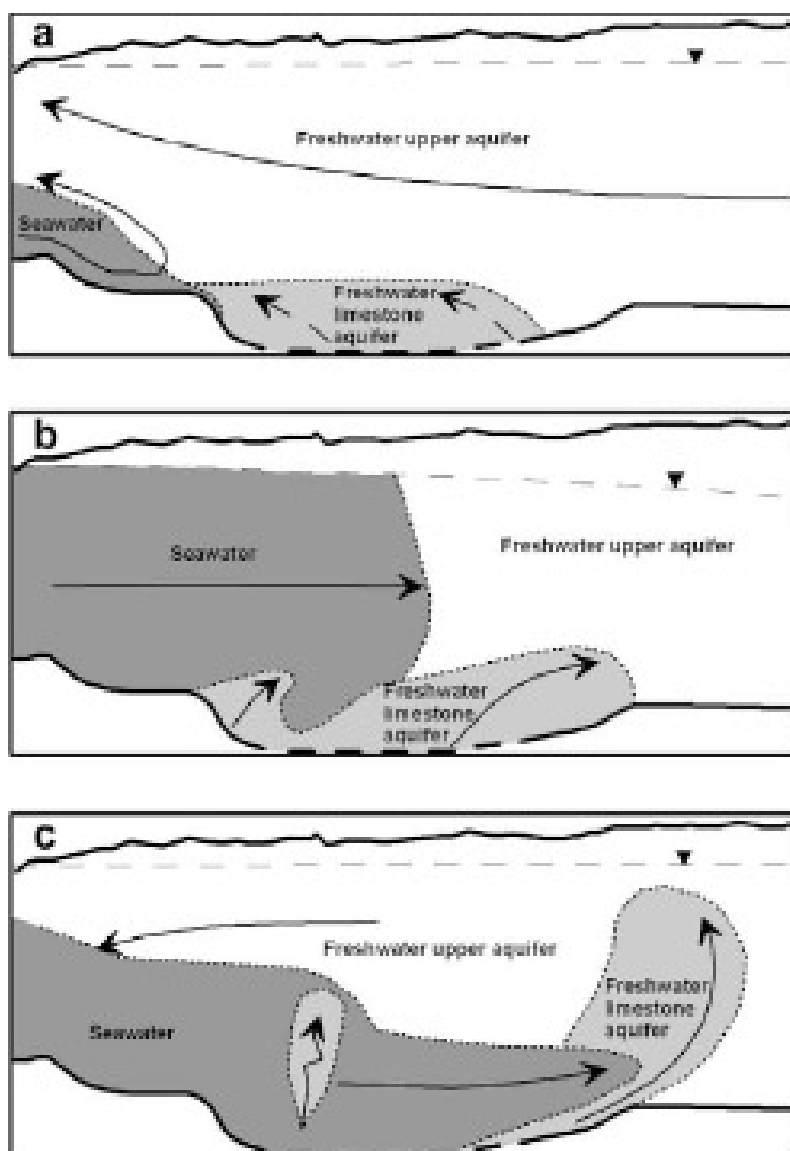


Figure 2.5.11 Movimiento de masas de agua en un acuífero costero con una formación carbonatada permeable en la base, como consecuencia de cambios en el potencial hidráulico, según el estudio del contenido en Sr y la relación isotópica $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ (Jørgensen et al., 2008). a) Estado natural en agosto de 1999; b) Desplazamiento con notable dispersión por intrusión marina a causa de extracciones algo alejadas de la costa; situación en octubre de 2000; c) Tendencia hacia el estado inicial al cesar la extracción de agua subterránea.

El efecto del oleaje está limitado al entorno del contacto del territorio con el mar a lo largo de la línea de costa. Si ésta es de escasa pendiente, se favorece una notable circulación de agua local en la zona de mezcla. Se trata de oscilaciones de alta frecuencia, que son filtradas y amortiguadas rápidamente.

La marea marina es un fenómeno cíclico, con varios componentes (Godin, 1972). Está influenciada por la configuración y orientación de la línea de costa. El efecto cíclico es más sensible para la marea marina semidiurna y diurna y para la secuencia quincenal de

mareas vivas y mareas muertas. Se crea una posición intermedia de la interfaz, que sólo es modificada por cambios rápidos de nivel del mar (tormentas) o por cambios del agua dulce (recarga o descarga). Se origina un movimiento de vaivén sobre la interfaz que favorece la dispersión hidrodinámica del agua salada en el agua dulce, ya que el desplazamiento se hace casi perpendicularmente a las líneas de igual concentración. Es algo que ha sido muy estudiado hidráulicamente (Serfes, 1991; Hailong y Jiao, 2003; Hailong et al., 2007; Jiao y Tang, 1999; Taniguchi, 2002; Taniguchi et al., 2002; Jong et al., 2007; Song et al. 2006; 2007;

Stojavljevic et al, 2012; Singh y Jha, 2012; Slooten et al., 2010; Yeh et al., 2010; Munusamy y Dhar, 2016), incluyendo el caso de dos acuíferos superpuestos (Li y Jiao, 2002). El efecto de marea puede tener un efecto apreciable en la dispersión (mezcla) de los frentes de salinidad (Maji y Smith, 2009). Los efectos son más acusados cuando la carrera horizontal de marea en la línea de costa es grande (áreas de muy baja pendiente territorial), donde una franja de ancho notable del terreno sobre el acuífero es inundada periódicamente por una lámina de agua salada más densa que la que subyace. Es una situación inestable. Se crea una activa circulación en la zona de mezcla, de modo que en la franja litoral el flujo de agua marina puede superar localmente al de agua dulce (Li et al., 2009; Robinson y Barry, 2007; Robinson y Prommer, 2007; Vanderbohe y Lebbe, 2006). Este activo flujo de agua mezcla en la zona inter–mareal favorece la dispersión de contaminantes (La Licata, 2011). En régimen estacionario sería lo contrario, como en costas abruptas y contactos submarinos.

La oscilación piezométrica en un punto del acuífero de gran extensión (semiinfinito) por un efecto periódico viene dada por (Custodio y Llamas, 1976, Sec. 8):

$$h = h_0 \cdot \exp \left(-x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}} \right) \cdot \sin \left(\frac{2 \pi t}{t_0} - x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}} \right)$$

La semiamplitud del desplazamiento horizontal a es (Cooper, 1959):

$$a = \frac{k h_0}{m} \sqrt{\frac{t_0 S}{2 \pi t}} \exp \left(-x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}} \right)$$

k = conductividad hidráulica del medio

m = porosidad cinemática

h = oscilación del nivel piezométrico alrededor del punto medio

h_0 = semiamplitud de la oscilación de la marea

t_0 = período de la marea; $t_0 = 12 \text{ h } 25 \text{ min} = 0,52 \text{ días}$ para marea semidiurna

S = coeficiente de almacenamiento del acuífero

T = transmisividad del acuífero

x = distancia a la línea de costa o al afloramiento del acuífero en el mar

En el caso de acuíferos limitados en contacto lateral con el mar, la solución es más complicada a causa de los efectos de contorno y de las heterogeneidades (Monachesi y Guarracino, 2011). También se produce efecto de marea en el caso de que el acuífero sea de gran extensión y se extienda bajo el mar, confinado o semiconfinado por sedimentos de recubrimiento (Li y Jiao, 2001) (Li y Jiao, 2002; Li et al., 2000).

El estudio detallado de los efectos de marea en el acuífero permite determinar los parámetros hidráulicos del acuífero. Se dispone de aplicaciones en casos sencillos (véase Custodio, 1976) y también en casos con limitaciones o efectos de semiconfinamiento (Alcolea et al., 2007).

Para una dispersividad del acuífero α , el coeficiente de dispersión es $D = \alpha v$, siendo v la velocidad de flujo. En el caso de movimiento provocado por la marea (Cooper, 1959):

$$D = \alpha \frac{4 A}{t_0}$$

siendo A la semiamplitud de la oscilación y t_0 el periodo de la marea, puesto que en t_0 se recorre 4 veces A .

La geometría costera tiene un importante papel en el efecto de marea sobre el acuífero (Figura 2.5.12) y en especial en la dinámica de la zona de mezcla. Esta geometría condiciona la pendiente de la superficie de contacto (Nielsen, 1990; Teo et al., 2003; Jeng et al., 2005; Roberts et al., 2011) y la penetración de la marea por estuarios y bahías a los que descarga el acuífero (Maas y De Lange, 1987; Mao et al., 2006). El alcance del efecto de marea en el acuífero depende de las condiciones (Slooten et al., 2010). Malligan et al., (2011) consideran como incorporar los efectos de marea en los modelos SEAWAT.

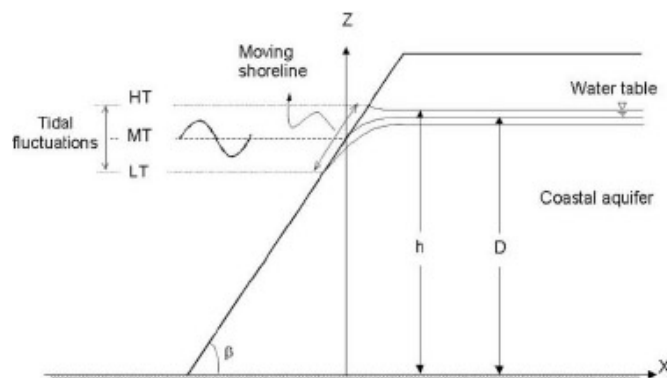


Figura 2.5.12 Variación de la posición de la costa a consecuencia de no ser vertical el contacto del agua marina con el continente (Jeng et al., 2005).

Cerca de la costa, la dispersión es grande pero el lavado es intenso, mientras que cerca del pie de la cuña salina la dispersión puede ser muy pequeña, incluso reducida a la difusión molecular, pero el lavado por advección es muy poco efectivo. El resultado depende de la amplitud de la marea. Cuando las oscilaciones de marea son grandes, su efecto es dominante y hace que la zona de mezcla aumente en espesor hacia la costa. Las tormentas pueden tener efectos importantes si producen cambios anormales en el nivel del mar o permiten que el agua salada trasponga el cordón litoral, inundando áreas interiores. En este caso acaba produciéndose una espesa zona de agua mezcla, incluso con inversiones temporales de salinidad, que se van reduciendo lentamente por lavado, hasta la llegada de una nueva tormenta suficientemente intensa y por flujos verticales salinos asociados a digitaciones resultantes de la inversión de densidades en la vertical (Hassanizadeh et al, 2006; Schincariol, 1998; Prasad y Simmons, 2003).

En la realidad es frecuente que exista una estratificación con capas más permeables que otras. Si se parte de una interfaz brusca y se produce una subida de la marea, la interfaz se desplazará más en los niveles más permeables; el flujo de agua dulce hacia el mar arrastrará las diferentes penetraciones produciendo una zona de mezcla aproximadamente del ancho correspondiente a la diferencia de desplazamientos entre el nivel más permeable y el que lo es menos. El resultado es el desarrollo de una zona de mezcla mayor que el que sería de esperar si se considerasen las características medias del acuífero. Es como si el coeficiente de dispersión α fuese mucho mayor.

El ancho de la zona de mezcla puede variar desde unos escasos metros hasta algunos centenares de metros, dependiendo de la permeabilidad y heterogeneidad del medio, del flujo de agua dulce, del espesor del acuífero y de la magnitud de las fluctuaciones piezométricas. En acuíferos con zonas de permeabilidad excepcional, como en calizas karstificadas o en basaltos recientes con niveles escoriáceos o en roca irregularmente fracturada, el grado de mezcla es en general muy importante y la zona de transición puede ocupar casi todo el espesor del acuífero. En estos casos, la fórmula de BGH tiene poco o nulo valor como predictor de la profundidad del agua salina.

Los cambios cíclicos del potencial del agua dulce son debidos a las variaciones estacionales y multianuales de la recarga, que son más irregulares y tienen menor

frecuencia. Su efecto se amortigua menos, de modo que se pueden producir cambios importantes en la posición relativa de los cuerpos de agua en medios muy difusivos y de baja porosidad, con una extensa zona de mezcla.

Los cambios de nivel del mar y de la recarga media asociados a las variaciones del clima tienen un periodo muy largo y por lo tanto afectan a todo el acuífero y producen largos efectos transitorios. Así, es posible que los acuíferos de gran extensión y espesor contengan una distribución de agua dulce y agua salada que no se corresponde con lo esperable en equilibrio en las condiciones actuales, que es variable espacialmente y con amplias zonas de mezcla.

La existencia de agua salada sobre agua dulce en el acuífero es inestable. Da origen a digitaciones de agua salina verticales descendentes, de modo que la convección en celdas favorece la mezcla (Singh et al., 1993). La situación está tipificada por el sencillo problema de Elder, que se utiliza para validar códigos de simulación numérica (Abarca et al., 2007a; Kolditz et al., 1998; Hidalgo et al., 2009).

La existencia de un fluido más denso sobre otro menos denso es inestable y lleva a la producción de células convectivas que invierten la disposición (Wood et al., 2004). Si $M = (\Delta\rho / \rho_0) / (\Delta h / \Delta L)$, en la que ρ es la densidad del fluido que varía en un tramo vertical L con un cambio de potencial hidráulico h . Si $M \gg 1$ se tiene convección libre y si $M \sim 1$ se tiene convección y advección. En el caso de fluidos miscibles, en el proceso de inversión se produce una mezcla parcial o total, dependiendo de la importancia relativa de la dispersión sobre la convección. En medios porosos homogéneos, este proceso puede ser lento. Sin embargo, en la práctica, la presencia de heterogeneidades y fisuras facilitan y aceleran la convección. El proceso se produce con mayor intensidad y se inicia antes cuanto mayor es el contraste de densidad, $\Delta\rho = (\rho_1 - \rho_2) / \rho_2$ en la que ρ es la densidad y 1 y 2 representan a uno y otro fluido. Es el valor inverso de α de la fórmula de BGH. Para el agua del mar y agua dulce es $\Delta\rho$ es $\sim 0,025$.

Esta inestabilidad fue ya estudiada por Paschke y Hoopes (1984), Ostrom et al. (1992) y Schincariol y Schwartz (1990), entre otros. En medios homogéneos, la inestabilización puede ya producirse por encima de $\Delta\rho \approx 0,0003$.

Con carácter esporádico puntual, pero que se puede

repetir a lo largo del tiempo, está la notable penetración y extensión superficial del agua marina que se puede producir tras grandes maremotos (tsunamis). Los efectos son muy notorios en las costas de baja pendiente que han estado expuestas a los mismos y en islas bajas, como los atolones. Es algo estudiado

recientemente, en especial para evaluar cómo se regeneran los acuíferos de agua dulce que existían antes de ser alcanzados por el agua marina o la mezcla con la misma (Illangasekare et al., 2006; Terry y Falkland, 2010; Violette et al., 2009).

2.5.3 Recarga de los acuíferos costeros

El balance de agua en los acuíferos costeros requiere conocer y cuantificar la recarga, en especial la que procede de la infiltración de la lluvia y de los cursos de agua superficial.

La cuantificación de la recarga por la lluvia se puede abordar mediante un variado elenco de métodos, aunque no equivalentes, ya que los valores obtenidos dependen de la escala espacial y temporal de trabajo. La recarga es muy variable en función de cómo se produce la precipitación, del tipo de terreno –principalmente el suelo edáfico y parte superior del mismo–, del tipo de vegetación existente y su estado vegetativo, de las condiciones de temperatura y humedad del suelo y la atmósfera y también de la pendiente del terreno. La recarga en tránsito se convertirá en recarga al acuífero tras un flujo esencialmente vertical a través de la zona no saturada (vadosa), después de descontar posibles descargas laterales.

Los cálculos entrañan suposiciones sobre los procesos y estimación de los parámetros físicos agregados, que suelen ser difíciles, de modo que los resultados son intrínsecamente inciertos. Esta incertidumbre debería explicitarse, pues de otro modo las cifras adquieren una ilusoria apariencia de exactitud. El coeficiente de variación CV (cociente entre la desviación estándar y la media de una serie de valores) de la recarga es frecuente que sea de 0,2 a 0,3, a veces entre 0,5 a 1. En ocasiones puede ser notablemente mayor que 1, en cuyo caso la cifra de recarga carece de significación cuantitativa.

Se puede reducir la incertidumbre cuando se conoce la descarga del acuífero o sistema acuífero, pero no suele ser factible en los acuíferos costeros a causa del desconocimiento de la descarga al mar. Además, muchas de las evaluaciones se hacen cuando los acuíferos ya están perturbados y en evolución, en los que la variación del almacenamiento en algunas partes del sistema ya es significativa. Un buen apoyo de calibración puede ser la modelación matemática del flujo en el acuífero –mejor aun considerando el transporte de

masa–, siempre y cuando haya información adecuada y suficiente.

Los métodos de evaluación y cálculo de la recarga de carácter local o de eventos sirven para el diseño de métodos de escala espacial y temporal menos detallada. Estos últimos son los que interesan para establecer el balance de agua de los acuíferos. Se pueden encontrar en distintas publicaciones (Scanlon et al., 2006; Lerner et al., 1990; De Vries y Simmers, 2002; Custodio y Llamas, 1976, Sec. 6; Custodio et al., 1997).

El método más utilizado es el del balance de agua en el suelo, en general y deseablemente a partir de datos diarios de la precipitación. Para realizar esos balances secuenciales hay diversos códigos disponibles. En España es de uso habitual el Código BALAN (Samper et al., 1999; 2005) y también el EASY_BAL (GHS, 2014) en aplicaciones simplificadas. Los resultados se agregan después de forma mensual o anual o se determinan medias y variaciones multianuales a partir de series suficientemente largas. La calibración se puede hacer ajustando los resultados a las series de datos de niveles freáticos o de descarga de manantiales o del caudal de base de ríos que drenen al acuífero, en el supuesto de que no haya modificación importante del estado del acuífero a lo largo del tiempo. Este método es para unas condiciones determinadas del territorio. En muchos casos, el territorio en el que se produce la recarga es cambiante en altitud, suelo, vegetación y clima, con lo que los resultados en unas ciertas condiciones no se pueden considerar que sean los que corresponden a otros lugares. Por calibración –si es posible hacerla– se pueden ajustar parámetros agregados para toda el área de recarga, pero no son necesariamente constantes ni extrapolables a otras áreas. Se puede y se suele recurrir a parcelar el territorio en unidades aproximadamente homogéneas en cuanto a clima, suelo y vegetación y hacer el balance en cada una de ellas mediante técnicas SIG y luego integrar los resultados y calibrar por comparación con los caudales de descarga, si son conocidos y se conoce el área tributaria (Samper, 1998).

Los métodos de balance del agua en el suelo pueden proporcionar series de recarga mensuales y anuales de gran utilidad en la gestión de los acuíferos, siempre y cuando se trate de acuíferos freáticos (libres). En el caso de acuíferos o niveles acuíferos confinados hay que relacionar las fluctuaciones piezométricas observadas con las de las áreas de recarga (Espinosa Martínez y Custodio, 2014). Estos métodos de cálculo no proporcionan directamente la estimación del error. Hay que recurrir a análisis de sensibilidad para determinar las funciones de ponderación de las variables que más afectan y estimar la incertidumbre de esas variables.

Otro método para estimar de la recarga media multianual, independiente del anterior, es el balance de la deposición atmosférica de ion cloruro en el suelo. Es un método ideado inicialmente por Schoeller (1941). Su aplicación requiere una situación estacionaria, conocer la deposición atmosférica de cloruro media en el lugar y su variación espacial, conocer el contenido en cloruro del agua de recarga (frecuentemente a través del agua en la parte superior del acuífero) y en la escorrentía y descontar la escorrentía (Custodio, 2009). Su obtención necesita algunos años de observación. En la España peninsular se dispone de estudios y resultados a nivel general (Alcalá y Custodio, 2007, 2014, 2015). El método de balance de la deposición atmosférica de ion cloruro necesita el soporte de un buen modelo conceptual de funcionamiento del acuífero y en su caso corregir los posibles efectos de ladera cuando las muestras de agua subterránea proceden de grandes manantiales o pozos penetrantes (Custodio, 2009; Custodio y Jódar, 2016).

Ambos métodos para evaluar la recarga por la lluvia: el balance de agua en el suelo y el balance de la aportación de cloruro atmosférico, conducen a resultados similares (Hornero et al., 2016), aunque los resultados pueden mostrar diferencias, ya que representan espacios y tiempos diferentes (Espinosa Martínez y Custodio, 2014). Esto es más una ventaja que un inconveniente.

Otros métodos son empíricos y tratan de determinar la fracción de la precipitación anual o de la precipitación media anual que se convierte en recarga mediante la atribución de un peso a cada una de la serie de variables que se supone que son las más importantes en cuanto a la producción de recarga por la precipitación. Una vez elegidas las variables, se deciden los rangos de valores y su tanteo, para así obtener un valor final que es la fracción de recarga respecto a la precipi-

tación. El método guarda similitud con el método de Kessler (1957), diseñado en Hungría para acuíferos kársticos. Los pesos y escala de tantos se ajustan mediante la aplicación a casos en los que se conocen bien las descargas. Su mejor aplicación es en acuíferos carbonatados con límites bien definidos. En España se ha desarrollado el método APLIS (Andreo et al., 2004, 2008), que ha sido experimentado en acuíferos del Sur y Sudeste de España. APLIS viene de Altitud, Pendiente, Litología, Infiltración, Suelo, que son las variables consideradas para las que definen los pesos a aplicar a cada una.

El conocimiento de la recarga a los acuíferos costeros requiere conocer otras fuentes de recarga, además de la precipitación. En ocasiones pueden ser las dominantes y su importancia crece al aumentar el estado de explotación del acuífero. Esto sucede sobre todo en las áreas llanas litorales y cuanto más árido es el clima. Esas otras fuentes de recarga son la infiltración de aguas superficiales, la transferencia de agua subterránea desde las áreas montañosas o elevadas que limitan al área costera, los retornos de riego, la infiltración de aguas urbanas y las fugas de redes. La Figura 2.5.13 muestra las posibles fuentes de recarga en un acuífero costero en zona árida.

La descarga de los acuíferos costeros incluye la que se produce a cursos de agua superficial, humedales y marismas y la que se evapora y transpira en áreas de nivel freático muy somero, además de la salida directa al mar y estuarios. Los diferentes componentes son difíciles de cuantificar y suelen ser desconocidos, con lo que los balances de agua de los acuíferos costeros no se pueden cerrar y por lo tanto no se puede proceder a la calibración de los modelos de cálculo si no es por procedimientos indirectos.

Los diferentes métodos suponen que hay variabilidad climática, pero que no hay tendencia a largo plazo. Para periodos muy largos, de significación en acuíferos de muy lenta renovación, puede que la suposición de estado estacionario no sea cierta y que naturalmente se parta de un estado no estacionario de niveles piezométricos y aún más de distribución de salinidad, tanto en el medio saturado como en el no saturado. Esto es especialmente aplicable a los acuíferos costeros relacionados con la transgresión flandriense. El cambio climático y global hace que esta condición estacionaria sea cuestionable de cara al futuro (Taylor et al., 2013).

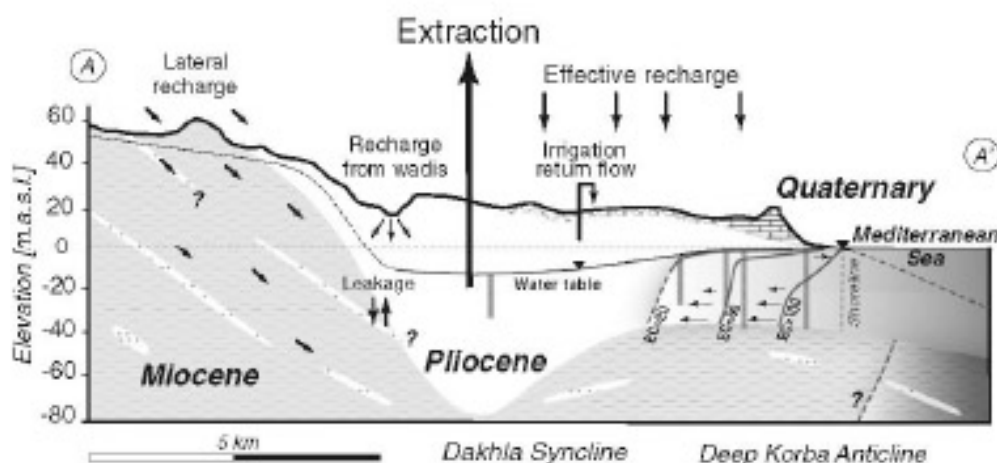


Figura 2.5.13 Fuentes de recarga a un acuífero costero en zona árida, inspirado en la costa oriental de Tunes (Kerrou et al., 2010).

2.5.4 Condicionamientos hidrogeológicos

Si la posición del nivel medio del mar varía en relación con el continente, debe producirse descarga de agua continental al mar (descenso del mar o emersión del continente) o invasión (intrusión) de agua salada (ascenso del mar o inmersión del continente), cuyo efecto depende de la distribución de formaciones permeables y los valores relativos. Una intrusión o expulsión significativa supone movimientos de agua que son muy importantes y por lo tanto evoluciones muy lentas (Lu et al., 2013). Si la pendiente del terreno costero es muy suave, la permeabilidad es pequeña y/o la recarga es escasa, puede tardarse mucho tiempo en lograrse el equilibrio o incluso no alcanzarse si los cambios del factor inductor son relativamente más rápidos. Este hecho explica que las formaciones depositadas en ambiente marino o que han sido invadidas por el agua del mar, aunque actualmente sean continentales, conserven aún agua salobre y salina. Si se trata de un descenso relativo del mar, pueden mantenerse acuíferos profundos con salinidades inferiores a las esperables.

Las variaciones climáticas pueden haber afectado de manera similar, aunque con evoluciones muy lentas. Mucho más importantes son los cambios en la recarga producidos como consecuencia del establecimiento de regadíos, drenajes generales, saneamientos, pavimentación, etc.

En zonas deltaicas, en terrenos ganados rápidamente al mar por sedimentación fluvial, se encuentran frecuentemente aguas salobres a consecuencia del escaso gradiente del agua dulce y que pueden ser mantenidas por la invasión de agua salada que se produce en

épocas de tormenta, ya sea directamente o a través de los cursos de agua que los surcan.

Las afecciones a acuíferos libres costeros son sencillas. Estas pueden ser algo más complicadas en acuíferos cautivos con descarga al mar. Si la recarga es suficiente, aunque aumente el nivel del mar puede no producirse intrusión significativa, pero si el mar llega a inundar el área de recarga, ésta agua marina tiende a penetrar en el acuífero, expulsando toda el agua dulce. Sin embargo, si la diferencia de cotas entre los afloramientos de entrada y salida es pequeña, puede mantenerse mucho tiempo el agua dulce, aun estando todo el acuífero sumergido. Este es el origen de la existencia de paleoaguas (pre–holocenas) en acuíferos costeros, cuando las condiciones han permitido su conservación tras 11.000 años, en especial bajo acuitardos (Edmunds y Milne, 2001; Barlow, 2003; Barlow y Reichard, 2010; Cohen et al., 2010), a pesar de la inestabilidad que supone la existencia de agua salina sobre agua dulce (Kooi et al. 2000; 2001; Groen, et al., 2000; Kooi y Groen, 2011). Actualmente puede encontrarse agua dulce antigua a distancias de decenas y hasta centenas de km mar adentro. Con el tiempo se producen notables cambios hidroquímicos (Sivan et al., 2005). La Figura 2.5.14 muestra la formación de un cuerpo de agua dulce en un acuífero costero durante el final de la última glaciación y el efecto de la transgresión flandriense y la Figura 2.5.15 da el detalle de una situación real. La Figura 2.5.16 muestra la existencia de paleoaguas submarinas en el Atlántico occidental americano.

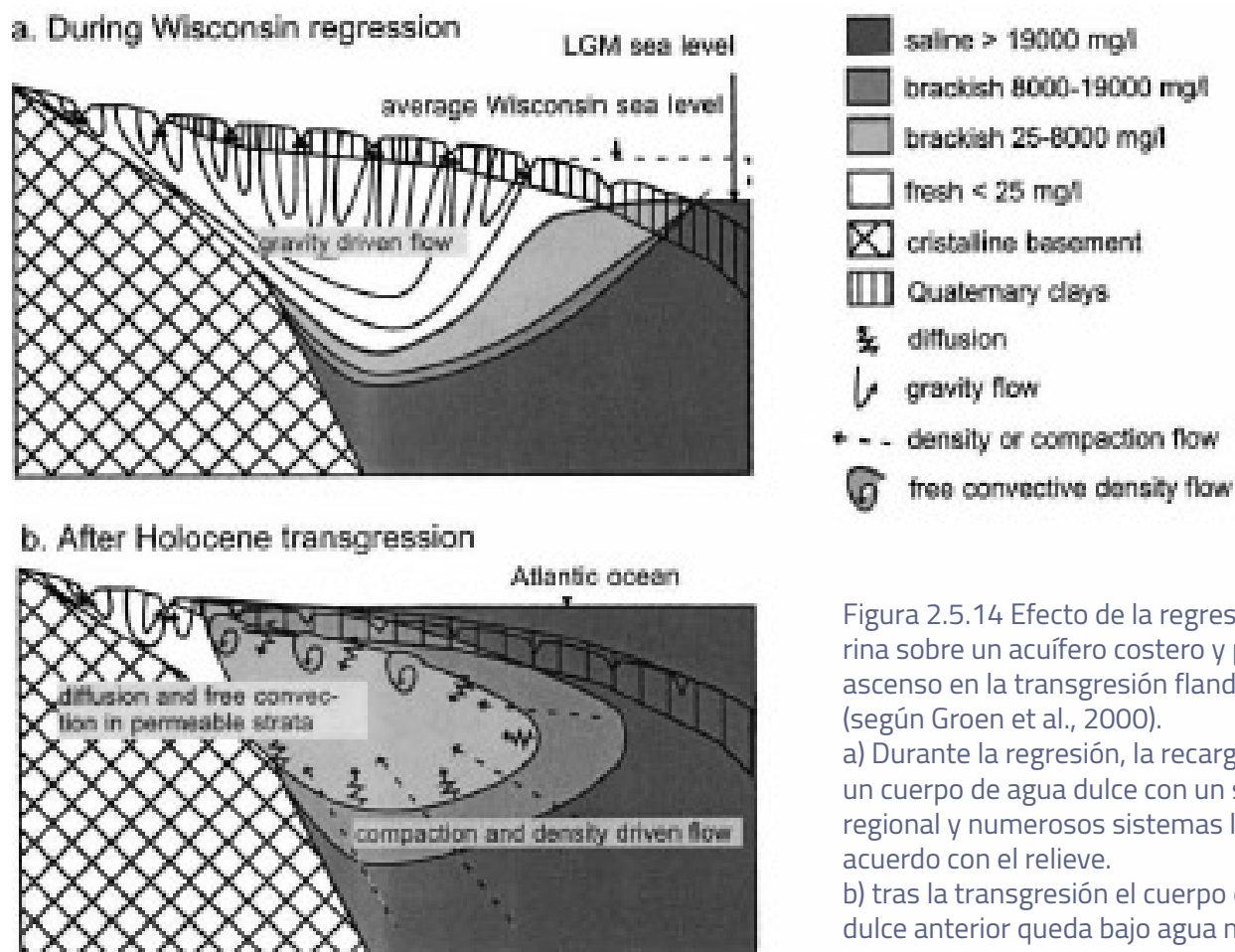


Figura 2.5.14 Efecto de la regresión marina sobre un acuífero costero y posterior ascenso en la transgresión flandriense (según Groen et al., 2000).

a) Durante la regresión, la recarga genera un cuerpo de agua dulce con un sistema regional y numerosos sistemas locales, de acuerdo con el relieve.

b) tras la transgresión el cuerpo de agua dulce anterior queda bajo agua marina, que se va mezclando con el agua dulce por difusión y en la parte superior por corrientes convectivas de densidad

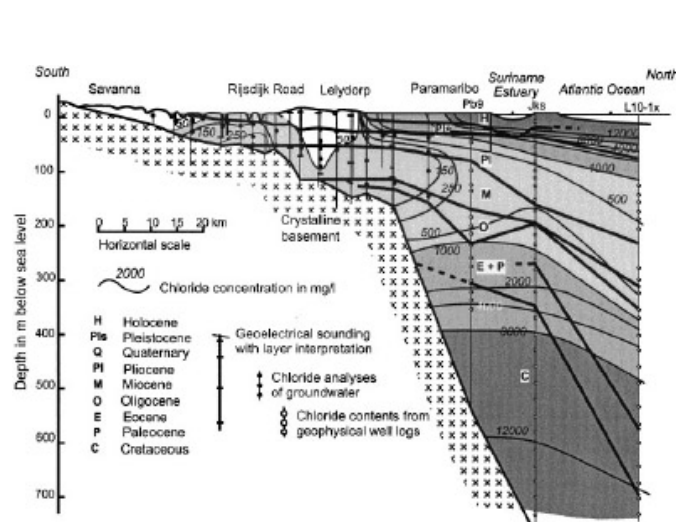


Figura 2.5.15 Detalle de la existencia de paleoaguas dulces y salobres submarinas un acuífero costero de Surinam a consecuencia de la transgresión flandriense (Groen et al., 2000).

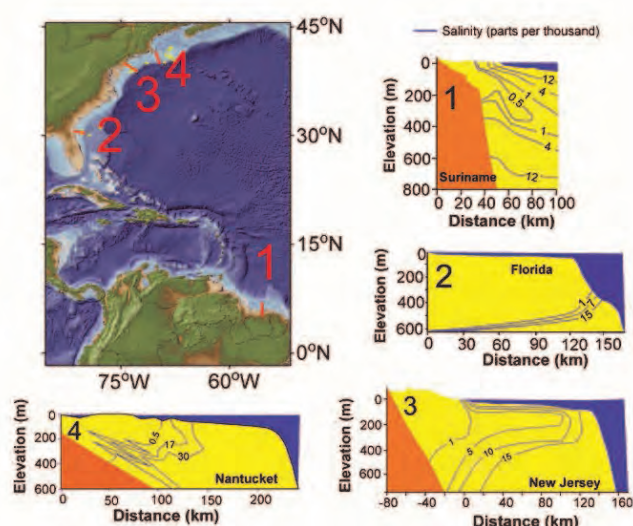


Figura 2.5.16 Existencia de paleoaguas en diferentes acuíferos costeros del Atlántico central americano (Cohen et al., 2010).

También se han conservado aguas marinas más o menos modificadas o diluidas bajo lo que hoy es terreno continental o insular, en partes de baja permeabilidad. Son aguas marinas entradas o sin-sedimentarias (congénitas) que corresponden a materiales depositados en ambiente marino tras el gran descenso del

nivel de mar del final del Pleistoceno (Custodio, 2010; Edmunds y Milne, 2001; Yechieli et al., 2010). La Figura 2.5.17 muestra el caso del delta del Llobregat, cuyos detallales ampliados se presentan en la Sección 3.2 del Capítulo 3.

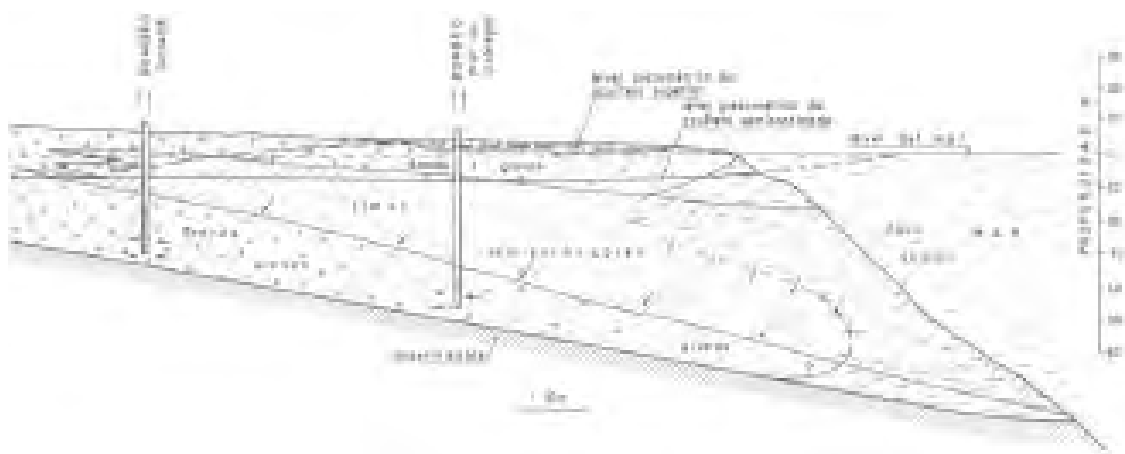


Figura 2.5.17 Cuerpo de agua salina congénita residual en la parte final de la cuña de limos semipermeables del delta del río Llobregat en proceso de lavado no concluido.

Desde un punto de vista hidrogeológico existen varias situaciones de interés en acuíferos costeros sub-marinos. Se han considerado en diversos trabajos generales (Custodio y Bruggeman, 1987; Falkland y Custodio, 1991; Post y Abarca, 2010; Custodio, 1985a), en Europa (Crampon et al., 1996; Custodio, 2010) y en Sudamérica (Cardoso da Silva et al., 2010). Estas diferentes situaciones se comentan en la Sección 2.5.5. La detallada consideración de los aspectos sedimentarios pueden ser la clave necesaria para una correcta interpretación, tanto de la evolución litoral (Bach et al., 2000) como de la estructura de los deltas y la posibilidad de que los depósitos permeables tardi-pleistocenos profundos tomen contacto con el fondo marino, como es el caso del delta del Llobregat y también de los deltas del sur de Francia (Aunay et al., 2004; Dörfliger, 2003; Dörfliger et al., 2004; Posamentier et al., 1988) y en otros muchos lugares (Nishikawa, et al., 2013).

Para entender la existencia del agua salada en las islas pequeñas, es esencial conocer la disposición de los materiales a partir de su génesis, como el distinto grado de consolidación y disolución de los depósitos calcareníticos o de los sucesivos depósitos volcánicos y de los sedimentos intercalados en islas de ese origen. Las calcarenitas antiguas de las pequeñas islas con calizas de plataforma están karstificadas mientras que las recientes lo están poco, creando una heterogeneidad que afecta notablemente a la existencia y uso de agua subterránea, como sucede en las Bahamas y Bermuda. En las islas volcánicas, la existencia de depósitos volcánicos jóvenes subaéreos (coladas, piroclastos, volcanoclastos, ignimbritas), en parte acumulados cuando el nivel del mar estaba deprimido o tras movimientos verticales insulares, puede suponer una gran permeabilidad en un espesor grande a lo largo de la franja costera, con gran penetración del agua marina (Cabrera y Custodio, 2005; Herrera y Custodio, 2002; Custodio, 2010b).

2.5.5 Disposiciones geométricas que afectan a las relaciones agua dulce–agua salada

Aquí se consideran una serie de situaciones sedimentarias que afectan a las relaciones agua dulce–agua salada, primero en su contexto sedimentario y a continuación mediante esquemas. Los aspectos en relación con los acuíferos costeros con karstificación se consideran en la Sección 2.5.6.

El inicio de los deltas marinos holocenos y otros depósitos costeros de origen aluvial se produjo cuando la subida del nivel del mar se desaceleró hace unos 10.000 años (Stanley y Warne, 1994), cuando el aporte terrígeno domina sobre la capacidad de abrasión y transporte marinos. Aunque hay numerosas variantes en función de la pendiente del cauce fluvial, de la distancia a la costa al final del pleistoceno, de las características de los sedimentos continentales aportados, de la influencia de otros aportes fluviales y torrenciales y de la evolución local de la línea de costa, hay unos rasgos comunes. Estos consisten en la existencia de a) una formación aluvial continua o discontinua en la base

(que recubre el terreno original y puede estar sobre formaciones anteriores permeables) sobre la que b) se han depositado materiales finos semipermeables o muy poco permeables (con posibles intercalaciones de arenas finas y a veces abundante materia orgánica) que hacia el interior continental se adelgazan y evolucionan hacia materiales más groseros y c) una formación superior heterogénea que incluye sedimentos aluviales y de piedemonte, diques fluviales, restos dunares y sedimentos de marisma arcilloso–limosos y a veces con turbas. La Figura 2.5.18 muestra los esquemas que corresponden al delta de l'Ebre (rio con baja altitud en el vértice del delta), al delta del Llobregat (rio con moderada altitud en el vértice del delta debido a notables avenidas torrenciales que arrastran materiales groseros) y al delta de La Tordera (rio torrencial con sedimentos groseros y elevada pendiente). Las Figuras 2.5.19 y 2.5.20 muestran la disposición sedimentaria de las formaciones asociadas a ríos de la costa francesa mediterránea.

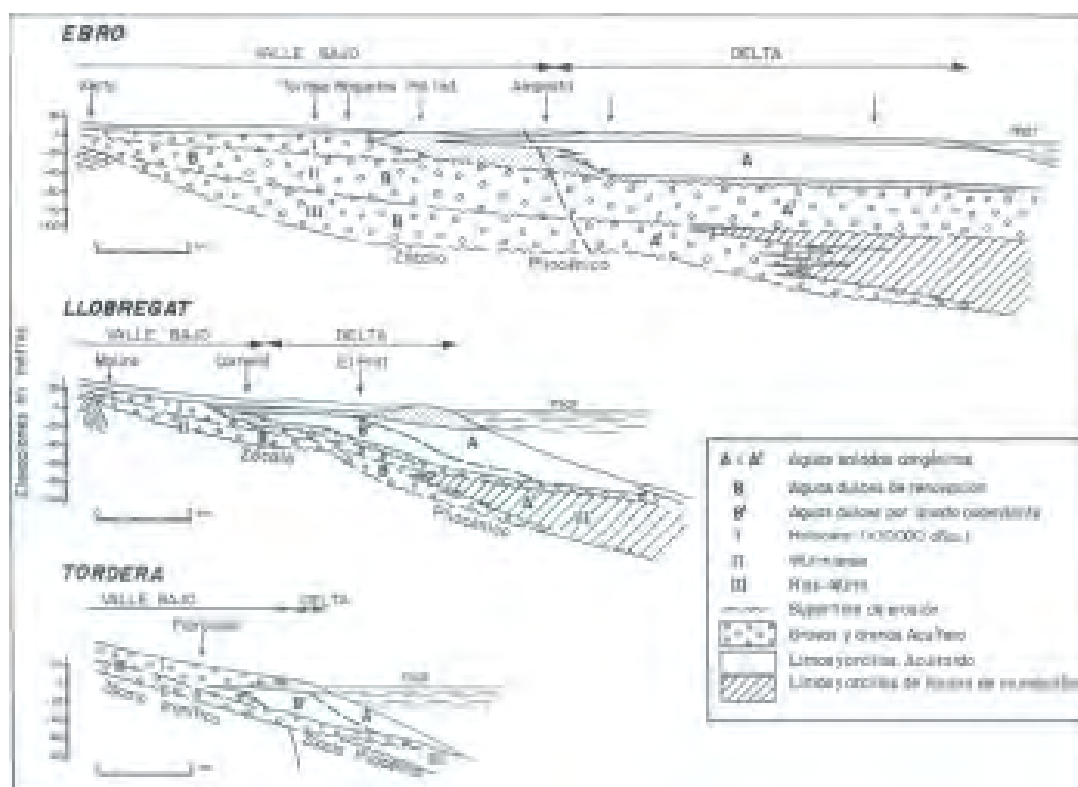


Figura 2.5.18 Esquemas simplificados de la estructura sedimentaria de los deltas de los ríos Ebre (Ebro), Llobregat y La Tordera.

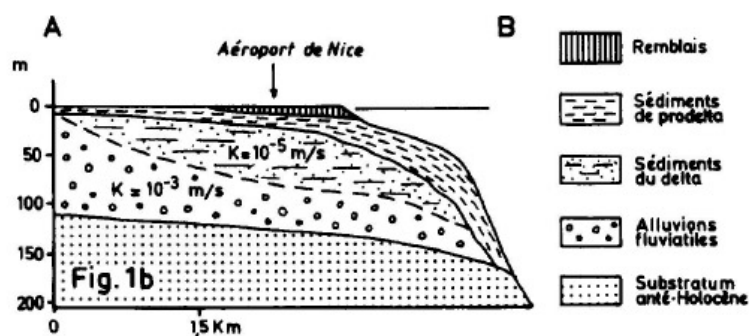
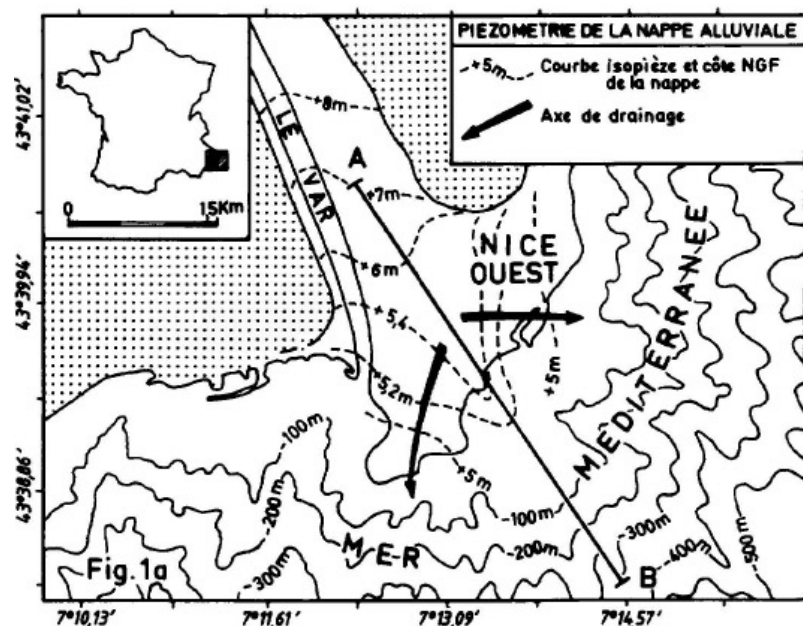


Figura 2.5.19 Batimetría de la desembocadura del valle bajo de La Var (rio mediterráneo en los departamentos de Alpes Marítimos y Alpes de Alta Provenza, Francia) y corte N–S de las facies deltáicas (Guliermi y Prieur, 1997).

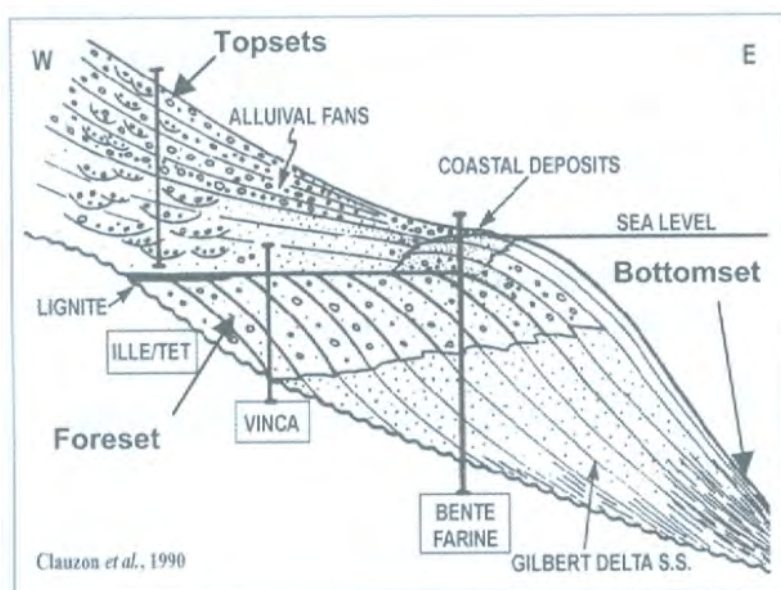


Figura 2.5.20 Corte esquemático de las formaciones costeras asociadas a ríos mediterráneos de la Cataluña francesa y la Provenza según Clauzon (1990), en Fleury et al. (2007a). Topsets: acuífero continental; lignito: acuífudo continental; Foreset: acuífero marino arenoso; Bottomset: acuífudo marino arcilloso.

La formación de cordones o barras arenosas juega un importante papel geomorfológico e hidrogeológico en muchas áreas costeras de formación reciente en relación con el ascenso del nivel del mar a finales del Pleistoceno. Pueden existir estructuras similares

enterradas correspondientes a otras posiciones del nivel del mar más o menos estables durante un cierto periodo. Esto se ilustra en las Figuras 2.5.21, 2.5.22 y 2.5.23.

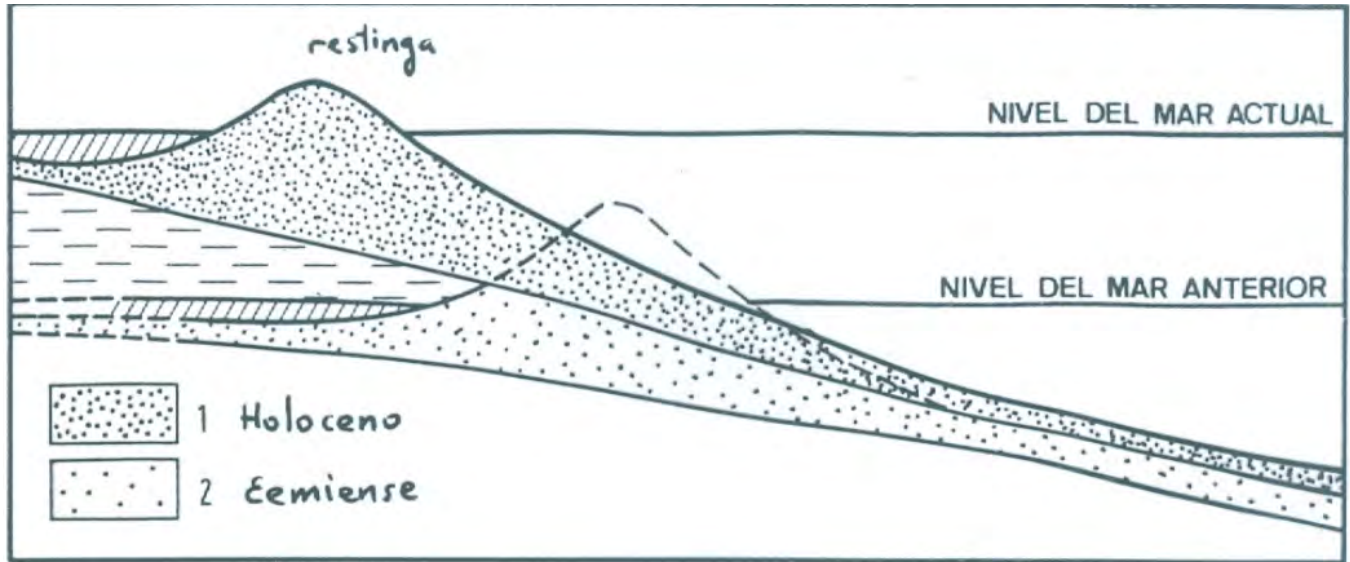


Figura 2.5.21 Formación de barras de arena litorales que cierran estuarios y entrantes marinos en función de la posición media del nivel del mar. En la parte interior se forma una laguna o una marisma. Su posición ha variado con la del nivel del mar, de modo que pueden quedar sedimentos lacustres o de marisma, enterrados bajo la cuña arcillosa limosa que cubren restos de arena de la antigua barra.

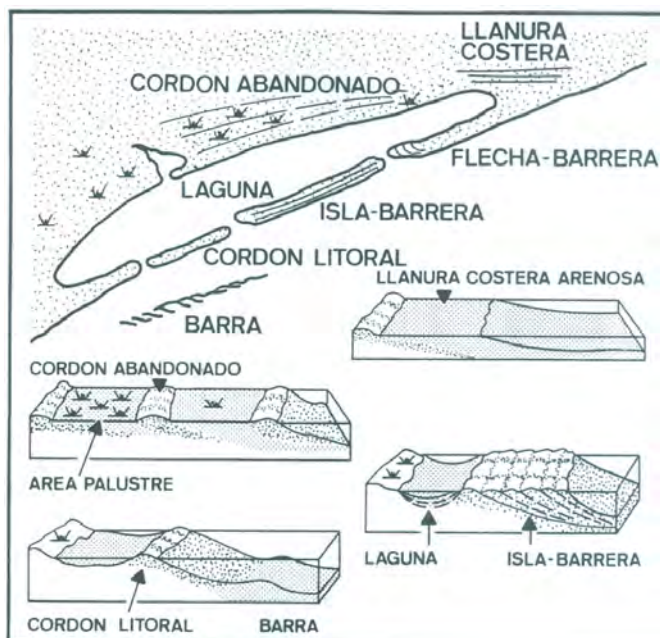


Figura 2.5.22 Esquema de la formación de barras arenosas litorales en procesos sucesivos, con áreas lagunares o de marisma detrás de las mismas.

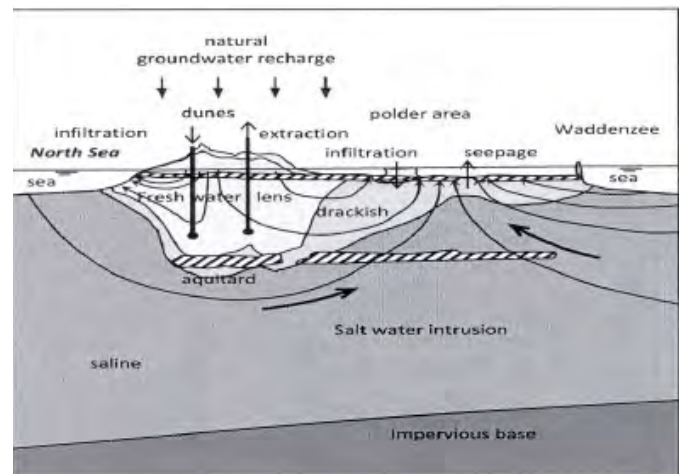


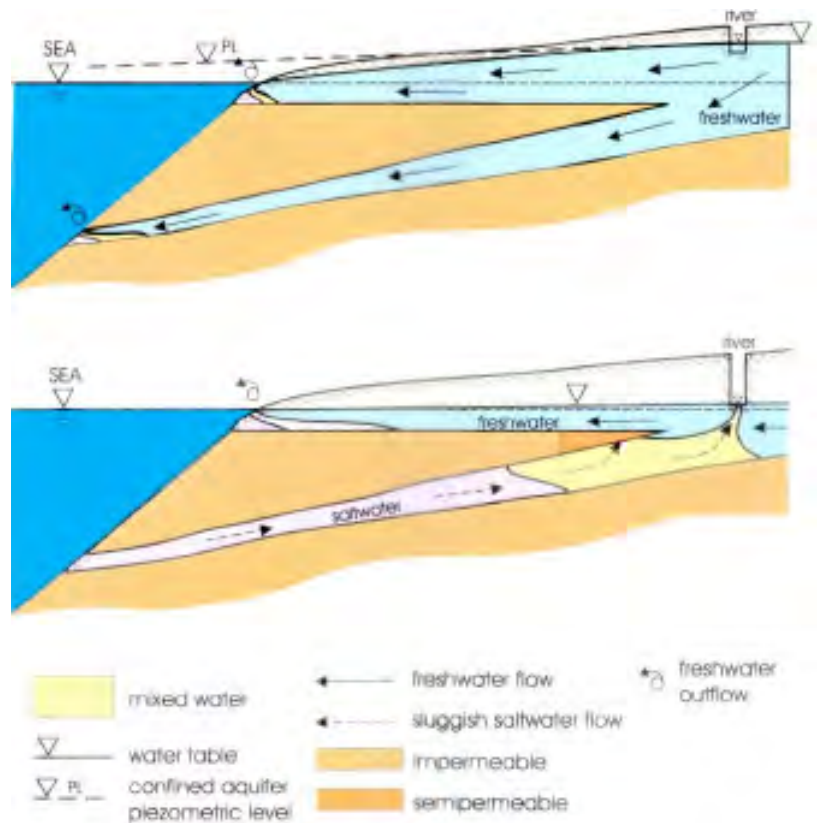
Figura 2.5.23 Formación de la cadena de dunas costeras en los Países Bajos y su papel en la existencia de un cuerpo de agua subterránea dulce. Tras el océano abierto se desarrolla la cadena de dunas altas, tras ellas una zona baja lagunar poco profunda por la que descarga agua subterránea salobre y que puede contener formaciones bien desarrolladas de turbas y después una laguna interior abierta parcialmente al mar.

Las sencillas relaciones agua dulce–agua marina en acuíferos homogéneos libres o confinados consideradas en la Sección 2.2 pueden hacerse más complejas cuando se consideran diferentes posibilidades de disposición de acuíferos, acuitardos, acuicludos y contacto de las formaciones con el fondo marino.

En un clásico esquema biacuífero en sistemas aluviales abiertos al fondo marino, que responden al cambio de posición del nivel del mar desde el final del Pleistoceno hasta la posición actual, caben dos situaciones cuando se considera la altitud del nivel del río allí donde ambos acuíferos convergen, respecto al nivel de agua equiva-

lente a la columna de agua marina sobre el afloramiento submarino del acuífero confinado (Figura 2.5.24): a) altitud mayor (en general en sistemas fluviales de alta pendiente), en cuyo caso se puede producir descarga de agua dulce al mar y b) altitud menor, en cuyo caso la descarga de agua dulce profunda al mar no es posible y el acuífero confinado contiene agua salada, que además fluye lentamente hacia el interior y se mezcla con la descarga de agua dulce en el lugar de convergencia de los acuíferos aguas arriba. La intensidad de los procesos depende de la permeabilidad de los materiales del fondo marino

Figura 2.5.24 Esquema biacuífero clásico en sistemas aluviales abiertos al fondo marino que responden al cambio de posición del nivel del mar desde el final del Pleistoceno hasta la posición actual; caben dos situaciones cuando se considera la altitud del nivel del río allí donde ambos acuíferos convergen, respecto al nivel de agua equivalente a la columna de agua marina sobre el afloramiento submarino del acuífero confinado a) figura superior, altitud mayor (en general en sistemas fluviales de alta pendiente), con descarga de agua dulce al mar y b) figura inferior, altitud menor, en cuyo caso no es posible descargar agua dulce submarinamente y el acuífero confinado contiene agua salada que fluye hacia el interior y se mezcla con la descarga de agua dulce.



En un acuífero semiconfinado sencillo y abierto al fondo marino, como el que muestra la Figura 2.5.25, buena parte de la descarga puede hacerse al acuífero superior a lo largo de las líneas de flujo en vez de descargar totalmente al mar, siendo posible que no

haya descarga al mar sino una entrada marina permanente que se descarga al acuífero superior, mezclada con la descarga de agua dulce. Depende de los niveles piezométricos y de las profundidades.

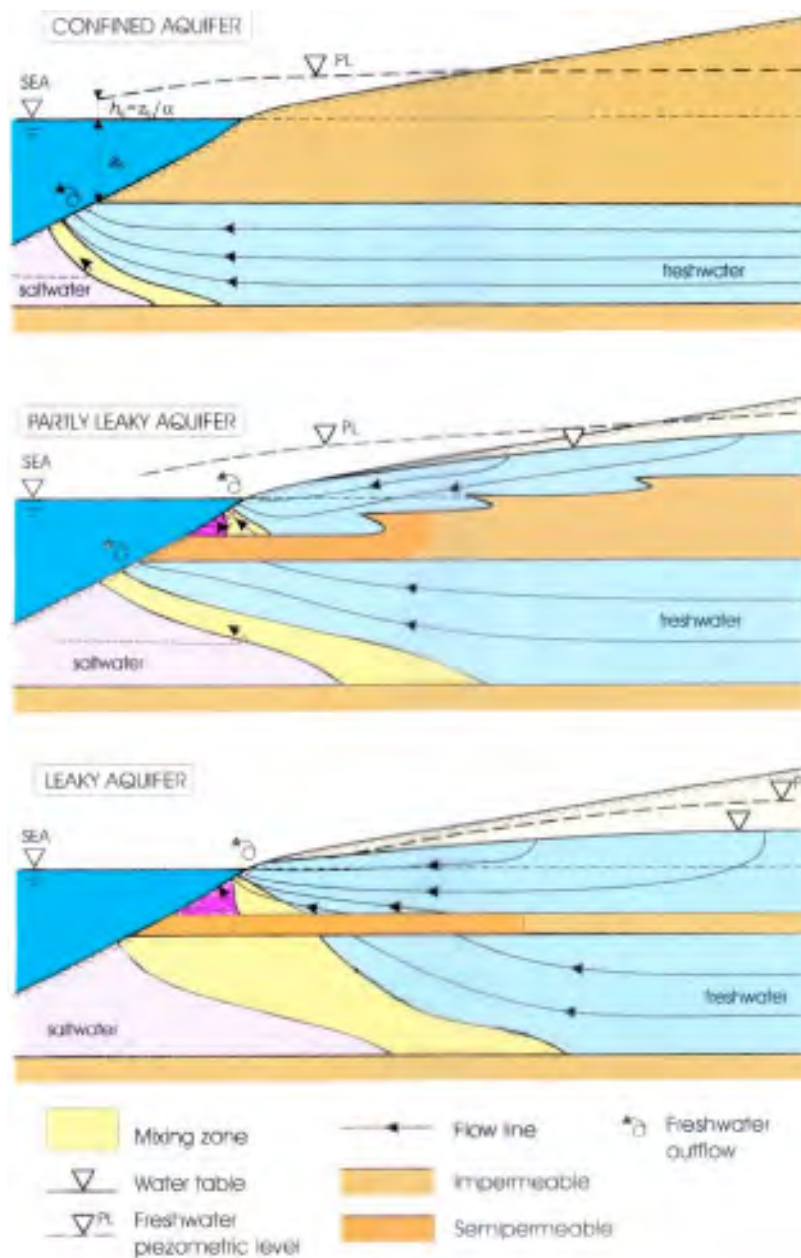


Figura 2.5.25 Acuífero semiconfinado sencillo y abierto al fondo marino. Buena parte de la descarga puede hacerse al acuífero superior en vez de descargar totalmente al mar. Es posible que no haya descarga al mar sino una entrada marina permanente que se descarga al acuífero superior mezclada con la descarga de agua dulce, según los niveles piezométricos y las profundidades.

En el caso de que no haya descarga por el afloramiento submarino y el semiconfinamiento vaya progresando hacia un mayor confinamiento, entre el agua dulce y el

agua salada, se puede establecer una amplia zona de mezcla, como muestra la Figura 2.5.26.

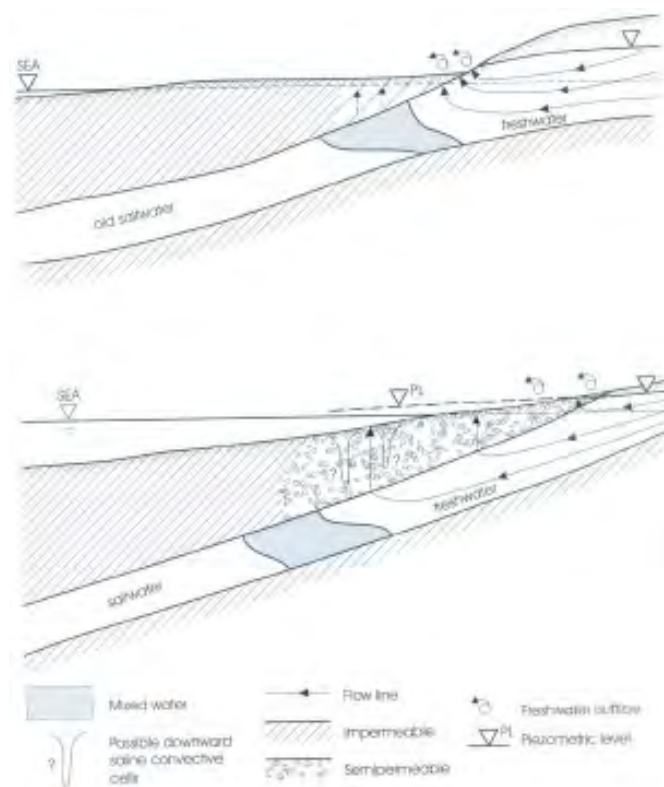


Figura 2.5.26 Acuífero profundo abierto al mar sin descarga por el afloramiento submarino y con el semiconfinamiento progresando hacia un mayor confinamiento. Entre el agua dulce y el agua salada se puede establecer una amplia zona de mezcla.

En numerosas situaciones, las formaciones costeras consisten en apilamientos sedimentarios complejos en los que se puede distinguir niveles permeables y niveles semipermeables y niveles confinantes, con variable continuidad lateral. En cada capa se establecen sus propias condiciones de la relación agua dulce–agua salada en función de la distribución vertical de

potenciales hidráulicos y de la salinidad del agua que reciben de las capas encima y debajo. La Figura 2.5.27 muestra una esquematización muy simplificada, la Figura 2.5.28 una esquematización regional y la Figura 2.5.29 la situación del acuífero de La Florida en su lado Atlántico.

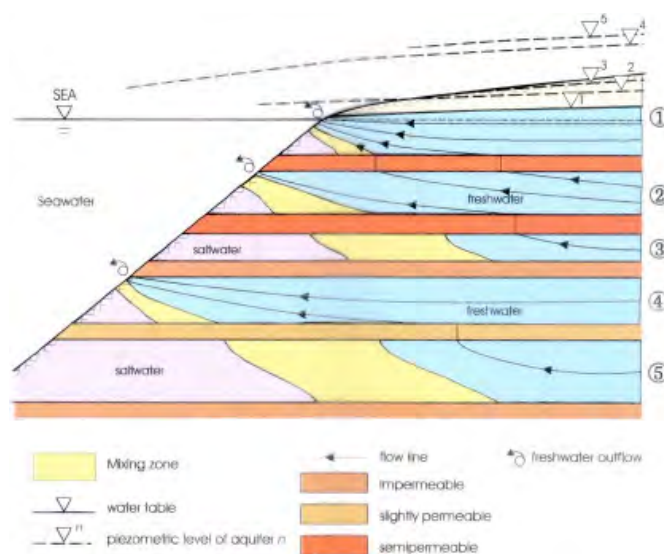


Figura 2.5.27 Esquematización muy simplificada de formaciones costeras que consisten en apilamientos sedimentarios complejos de niveles permeables y niveles semipermeables y niveles confinantes, con variable continuidad lateral. En cada capa se establecen sus propias condiciones de la relación agua dulce–agua salada en función de la distribución vertical de potenciales hidráulicos y de la salinidad del agua que reciben de las capas encima y debajo.

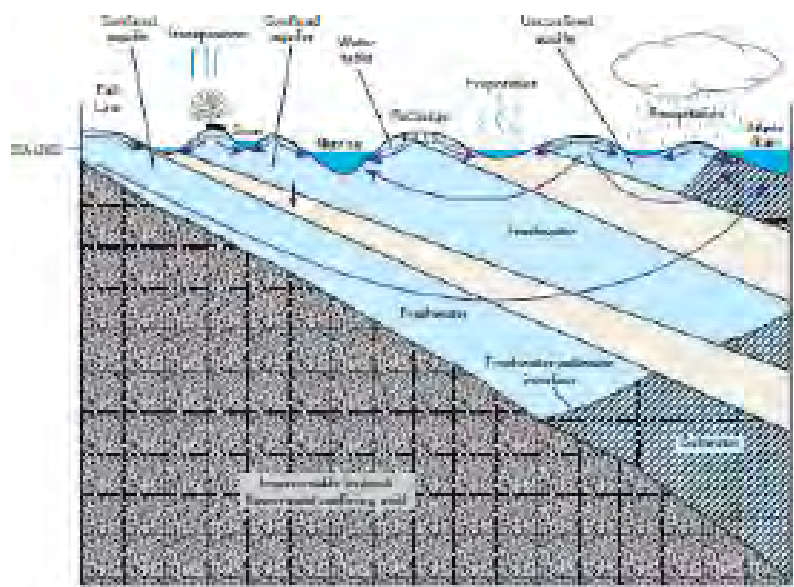


Figura 2.5.28 Esquematización simplificada del flujo del agua subterránea en un sistema acuífero regional colindante con el mar, con unos sistemas de flujo de descarga al mar y otros al continente (según Barlow, 2003). En azul los acuíferos, en gris claro los acuitardos y en gris oscuro y cuadriculado el basamento.

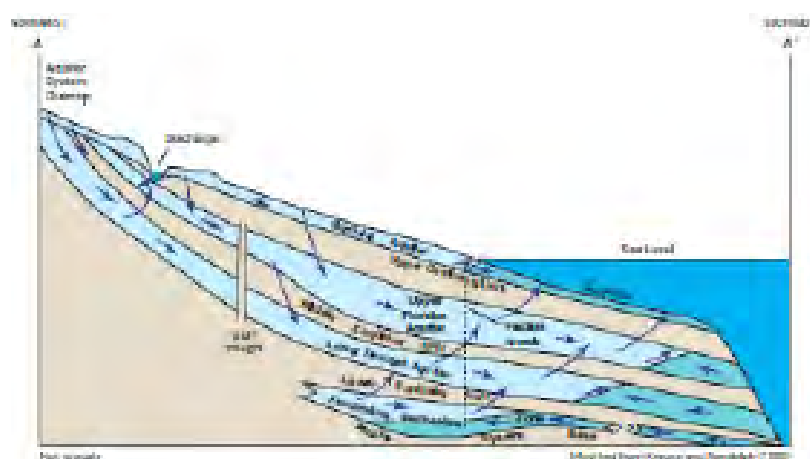


Figura 2.5.29 Esquematización en corte NW–SE del flujo del agua subterránea en el acuífero multicapa costero de La Florida (Floridan) según Miller (1990), en Barlow (2003). En azul los acuíferos y en gris los acuitardos.

La disposición vertical de los sedimentos puede verse alterada por fallas (Figuras 2.5.30 y 2.5.31) que permiten la existencia de interconexiones verticales y la

salida de agua dulce en el fondo submarino si el potencial es suficiente o en caso contrario la entrada de agua salada.

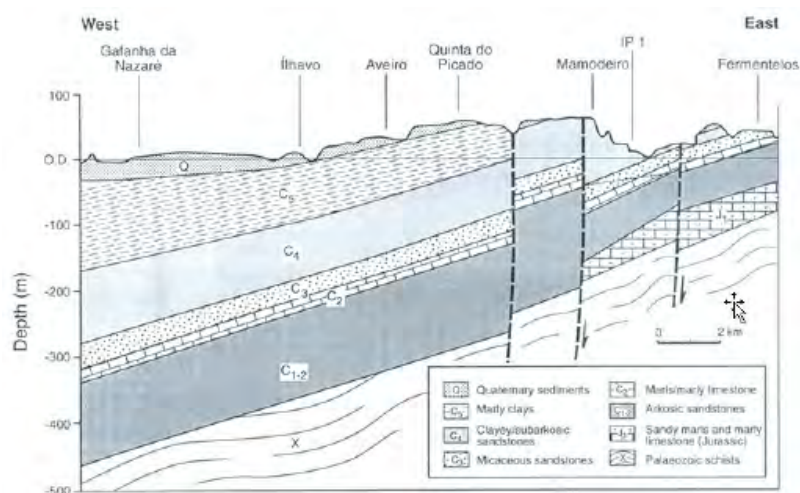


Figura 2.5.30. Alteración de los niveles confinantes por fallado que permite interconexiones verticales y la salida de agua dulce en el fondo submarino si el potencial es suficiente o en caso contrario la entrada de agua salada. El corte corresponde al acuífero mesozoico de Aveiro (Portugal), según Marques de Silva et al. (1992).

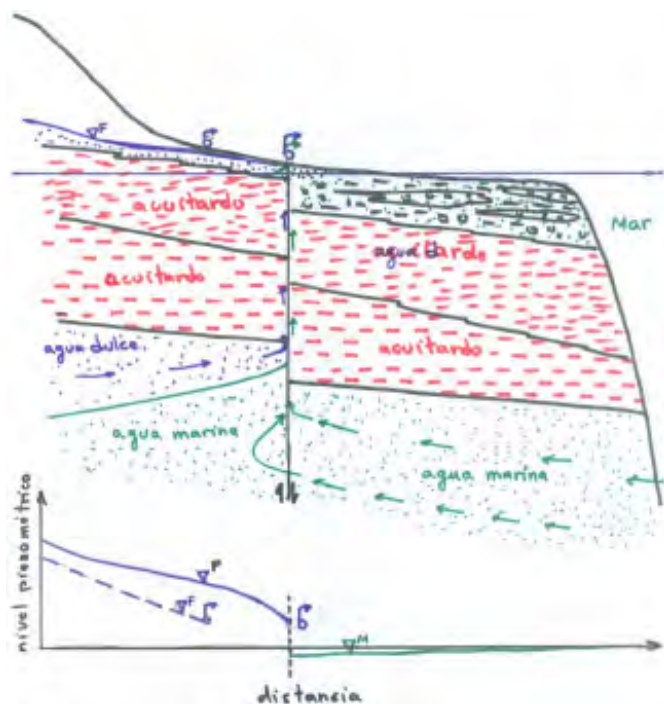


Figura 2.5.31. Dibujo esquemático del efecto de una fractura principal en la descarga de agua dulce y agua salada cuando los niveles piezométricos lo permiten. Se supone un afloramiento submarino del acuífero inferior a suficiente profundidad como para que no sea posible la descarga de agua dulce.

Los depósitos de baja permeabilidad de fondo marino somero que recubren formaciones arenosas pueden estar cortados y penetrados por canales mareales. En

función de los niveles de agua dulce, son un lugar de descarga preferente o facilitan la penetración de agua marina (Figura 2.5.32).

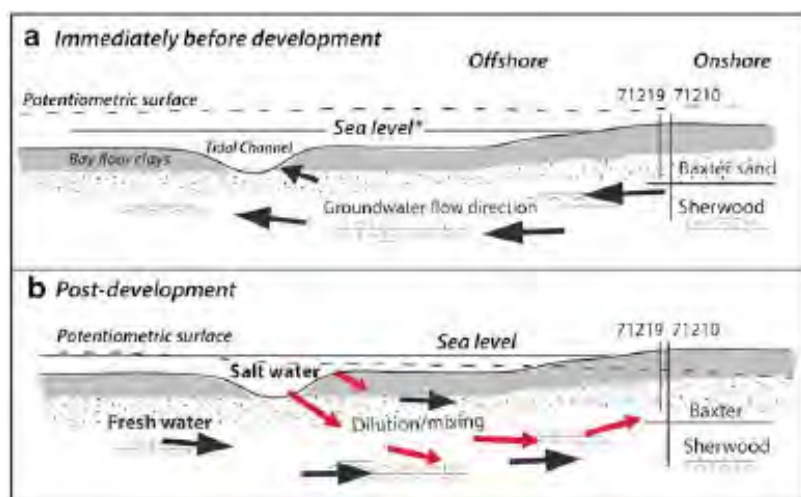


Figura 2.5.32 Efecto de la existencia de canales mareales que se encajan y penetran en depósitos de fondo marino somero que recubren formaciones arenosas, según Mulligan et al. (2007) y Currel et al. (2013). En función de los niveles de agua dulce son un lugar de descarga preferente (acuífero en estado próximo al natural) o facilitan la penetración de agua marina (acuífero sometido a descenso piezométrico por extracciones).

Algo similar puede suceder en otras formaciones permeables bajo un recubrimiento de baja permeabilidad que aísla o dificulta la conexión con el mar, cuando ese

recubrimiento está fracturado o localmente erosionado mar adentro, como en el caso de las formaciones carbonatadas de la Figura 2.5.33.

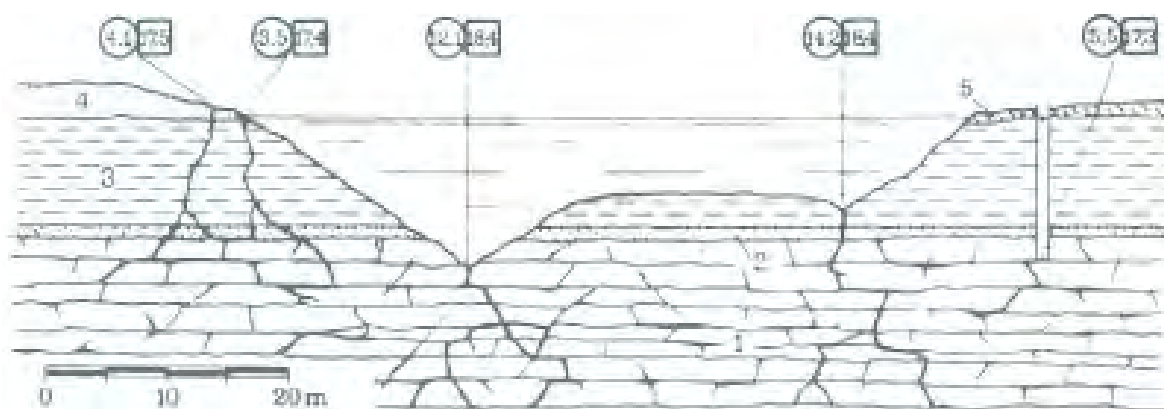


Figura 2.5.33 Formaciones permeables carbonatadas bajo un recubrimiento de baja permeabilidad que aísla o dificulta la conexión con el mar, excepto donde ese recubrimiento está fracturado o localmente erosionado mar adentro. La representación corresponde al manantial submarino de Chidro, en Apulia (Italia), según Cottechia (1981).

- 1.– calizas y calizas dolomíticas del Cretácico Superior;
- 2.– calizas y calcarenitas bioclásticas calabrienses,
- 3.– arcillas y arcillas arenosas calabrienses;
- 4.– calcarenitas tirrenienses;
- 5.– depósitos aluviales de marisma holocenos. En círculos se da el contenido en ^{222}Rn en 10^{-10} Ci/L y en cuadrados la temperatura en $^{\circ}\text{C}$.

En el caso de pequeñas islas, cabe considerar las tres situaciones simplificadas de la Figura 2.5.34, que se refieren a secciones transversales de islas alargadas, en función de las permeabilidades, recarga, tamaño y profundidad del basamento (Custodio, 1976). En unos casos el comportamiento es similar al de una costa continental, en otros casos gran parte de la isla está afectada por la cuña salina y en otros se trata de un cuerpo de agua dulce sobre un cuerpo continuo de agua salada. A estos esquemas simples se les pueden superponer situaciones más complejas, similares a las descritas anteriormente (Falkland y Custodio, 1991; White y Falkland, 2010). En formaciones carbonatadas recientes desde el Mioceno hasta la actualidad suele haber una estratificación, de modo que las formaciones profundas son más permeables que las más recientes, como sucede en las islas del Caribe del Atlántico central occidental, en los atolones del Pacífico y en las islas Baleares y de Malta.

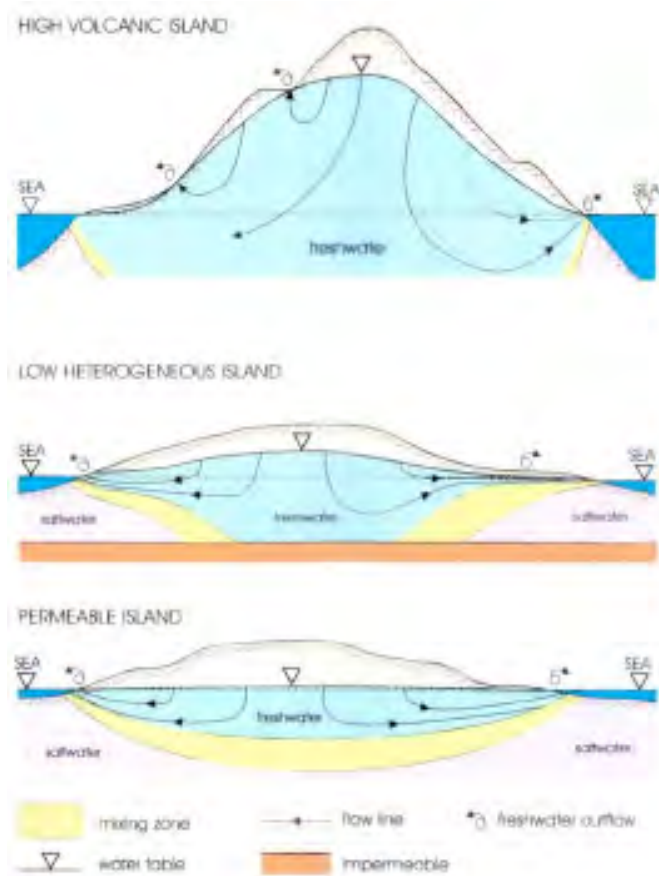


Figura 2.5.34 Secciones transversales de pequeñas islas alargadas. En función de las permeabilidades, recarga, tamaño y profundidad del basamento, cabe considerar tres situaciones simplificadas: a) figura superior, comportamiento similar al de una costa continental; b) figura intermedia, gran parte de la isla está afectada por la cuña salina; c) figura inferior, cuerpo de agua dulce sobre un cuerpo continuo de agua salada.

2.5.6 Karst litoral y manantiales costeros y submarinos

El desarrollo del karst en formaciones carbonatadas es complejo, principalmente en las dominadas por calcita. La disolución de la roca se produce en buena manera por la incorporación de CO_2 del suelo al agua del suelo y a la recarga, a presión parcial mayor que la que tiene en la atmósfera. Esta incorporación es mayor cuanto más vegetada esté el área. Buena parte de la disolución se produce en el medio no saturado, formando una zona con cavidades de disolución cerca de la superficie (lapiaz) y ensanchando las grietas hasta el medio no saturado, llegándose a formar conductos y cavidades. Las heterogeneidades juegan un importante papel en este desarrollo. El proceso de disolución se llama karstificación y el término se aplica tanto al resultado en un momento dado como al progreso y evolución de la disolución. El medio karstificado puede después quedar inundado si el nivel de base de descarga asciende por causas tectónicas, sedimentarias o de variación del nivel del mar. El grado de disolución es función de la composición litológica, química y permeabilidad primaria de la caliza, importancia del flujo de agua subterránea, velocidad y temperatura, tiempo y superficie de contacto, salinidad y composición química del agua y presión parcial del CO_2 disuelto, además del tiempo durante el que persisten las condiciones (Custodio y Bayó, 1989). El CO_2 necesario proviene en gran parte del suelo y es el factor más importante en el desarrollo de karst, junto con el flujo de agua subterránea, aunque en ciertas áreas tectónicamente activas o con volcanismo activo o residual el CO_2 puede proceder del interior de la Tierra (geogénico) y producir procesos internos de disolución.

En las áreas costeras, un determinado grado de mezcla de agua dulce y agua salada también puede favorecer la disolución en el medio saturado (Aquilina et al., 2004; Bosch y Custodio, 1990; 1991; 1992) como se comenta en la Sección 2.4.1. Así, en formaciones carbonatadas, en especial en las calcáreas, las relaciones agua dulce–agua salada pueden revestir caracteres especiales si existen zonas preferentes de flujo desarrolladas por disolución, en general aprovechando grietas, fisuras y discontinuidades preexistentes, o un karst de medio no saturado formado anteriormente. El flujo se realiza en un medio cada vez más heterogéneo (Mandel, 1964; 1965). Se pueden alcanzar conductividades hidráulicas muy elevadas en la dirección del flujo, que van acompañadas de un descenso de los niveles piezométricos para aproximarse al nivel medio del mar del momento en que se desarrolla el karst. El proceso crea un dren al que fluye el agua subterránea de las partes vecinas del acuífero y acelera el proceso disolutivo en ellas. El proceso continúa hasta que un gran volumen de acuífero queda conectado a una única salida por una red de conductos. Paralelamente se produce un aumento de la porosidad macroscópica (Sanford y Konikow, 1989b). En un karst que se va desarrollando, al ir descendiendo los niveles del agua dulce, el agua salada puede ir penetrando en el territorio y ascendiendo, para aproximarse al nivel del mar del momento. Los cambios del nivel del mar tienen así gran importancia (Figuras 2.5.35 y Figura 2.5.36).

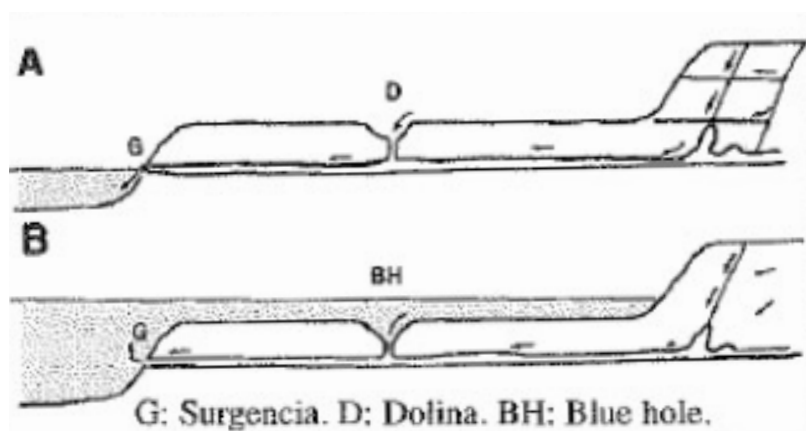
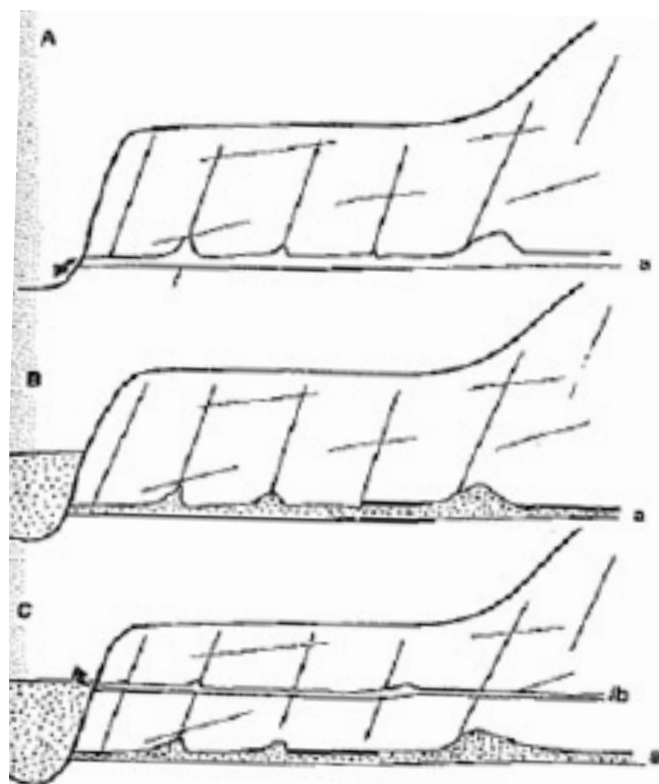


Figura 2.5.35 Formación de un sistema de cavidades sobre el nivel freático en la situación A con recarga distribuida y en una dolina con descarga en un manantial, es este caso en la costa, con escasa salinización salvo en el tramo final. Al ascender el nivel del mar (B) el desarrollo kárstico queda sumergido y la descarga es submarina si los potenciales lo hacen posible, con conversión de la dolina en un sumidero submarino (según Civita et al., 1989). Hace referencia a la crisis messiniense

Figura 2.5.36 Situación similar a la de la Figura 2.5.35 con una costa escarpada en que tras el desarrollo inicial del sistema kárstico (a), este se sumerge (b) y puede quedar inactivo por falta de potencial para descargar en el fondo del mar y se desarrolla posteriormente un nuevo sistema kárstico en el entorno del nuevo nivel freático (c) (según Perna, 1994). Hace referencia a la crisis messiniense



Un ascenso inunda lo previamente desarrollado y puede acelerar los procesos en la nueva zona de mezcla; un descenso suele parar el proceso en curso e iniciar uno nuevo debajo, que puede conectarse o no con el anterior. La penetración se hace muy lentamente y con notable mezcla por terrenos muy poco permeables o con escasa recarga, de modo que una espesa zona de agua salobre se extiende por debajo y por encima de la línea teórica de BGH. Esta agua salobre es arrastrada por el agua dulce y origina que los manantiales litorales aporten frecuentemente aguas con cierta salinidad.

La karstificación en la zona de mezcla puede ser importante y cambia de posición no sólo con la variación del nivel del mar sino a medida que la distribución de permeabilidades se modifica por la disolución de la roca, la cual se produce principalmente en la parte más diluida. Esto se muestra simplificado en las Figuras 2.5.37, 2.5.38 y 2.5.39.

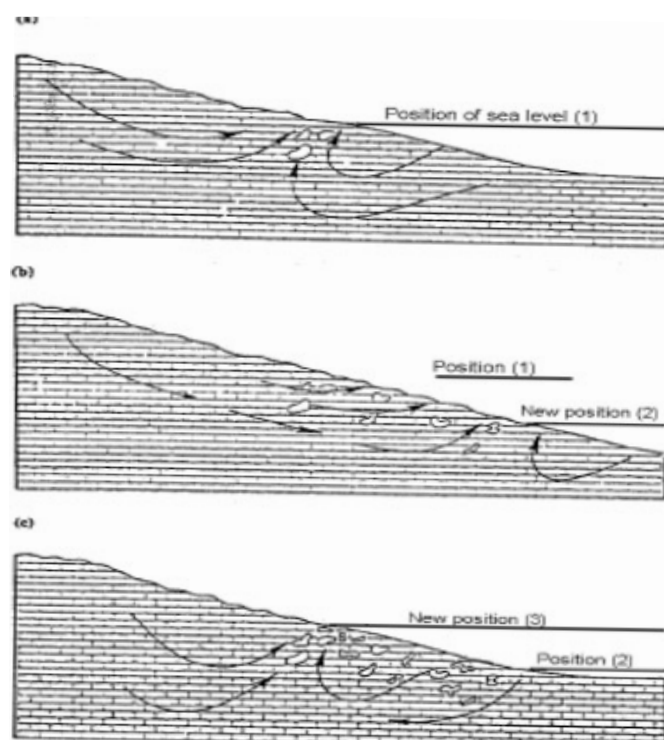


Figura 2.5.37 Representación esquemática de la relación de la karstificación en la zona de mezcla con el nivel del mar. (a) Situación de partida, (b) la zona de mezcla se mueve siguiendo el descenso del nivel del mar y (c) el ascenso del nivel del mar produce nueva karstificación en una zona previamente afectada.

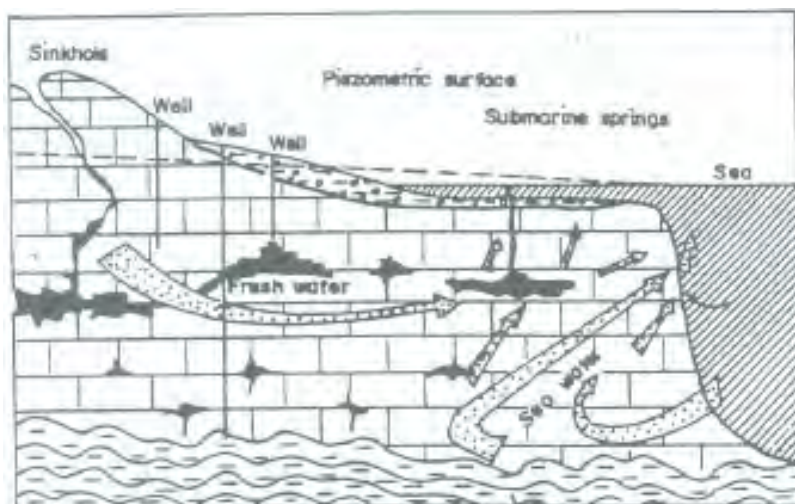


Figura 2.5.38 Idealización de los procesos de karstificación costera cerca de la costa abrupta del Llano de Ovacik, Turquía (FAO, 1997).

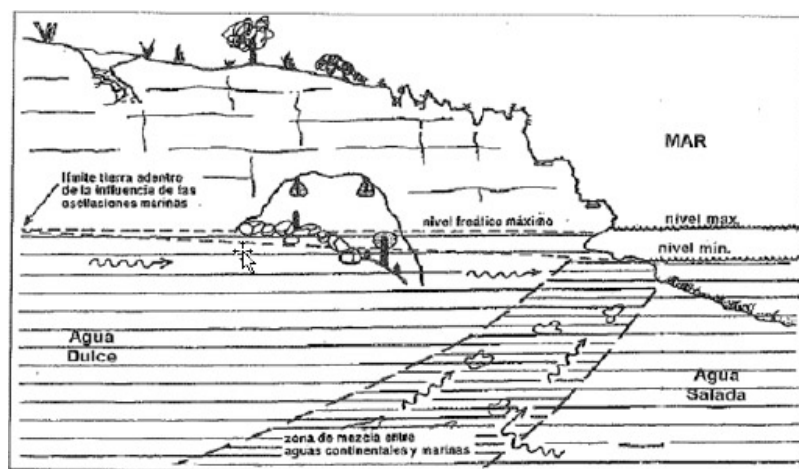


Figura 2.5.39 Desarrollo de la karstificación en la zona de mezcla según lo que se observa en el NE de Mallorca (según Ginés, 2000).

Los procesos de karstificación costeros suponen cambios en la presión parcial de CO_2 y en el contenido en ^{13}C , como se esquematiza en la Figura 2.5.40. La presión parcial de CO_2 en el suelo kárstico no vegetado (P_{CO_2}) varía con la temperatura ambiental (T) según $\log P_{\text{CO}_2} (\text{atm}) = -3,16 + 0,070 T (^\circ\text{C})$ (Emblanch et al., 2004a) y el agua se hace más dura a mayor P_{CO_2}

(Herman et al., 1985). En clima tropical, la relación P_{CO_2} y T no está bien definida ya que hay mucha generación de CO_2 en el suelo. Como consecuencia de los procesos diagenéticos aumenta el contenido en HCO_3^- y el CID, que en ocasiones puede llegar a 8 meq/L (488 mg/L) en HCO_3^- (Aquilina et al., 2004).

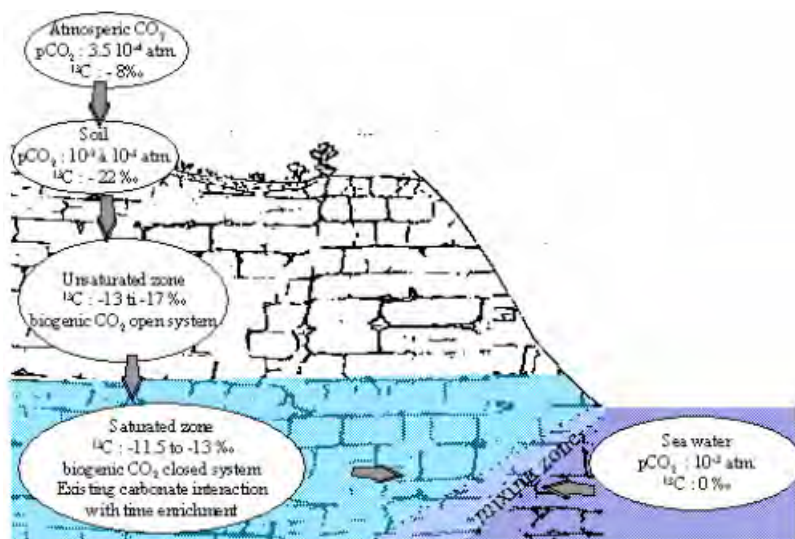


Figura 2.5.40 Evolución de la presión parcial de CO_2 y del contenido en ^{13}C en un acuífero kárstico costero (Aquilina et al., 2004).

Los procesos de karstificación son diferentes en las formaciones carbonatadas de plataforma respecto a las alpinas. Las primeras son características de Yucatán (Bauer–Gottwein et al., 2011; Back et al., 1984; Stoesell et al., 1989) y de diversas islas del Caribe y Atlántico central occidental (Bahamas, Bermuda). Las segundas son comunes a lo largo de las costas de Mar Mediterráneo (Bakalowicz et al., 2003a; Calaforra, 2004; Calaforra et al., 2004a; Fernández Rubio et al., 2003), si bien pueden encontrarse situaciones de plataforma, principalmente miocenas en el Mar Mediterráneo.

La heterogeneización de las formaciones carbonatadas costeras lleva a que la descarga continental o insular se vaya concentrando en unos pocos puntos en forma de manantiales. Estos manantiales pueden aparecer en el propio litoral, cerca de la línea de costa (en ocasiones a distancias relativamente grandes) o ser submarinos someros, pero también pueden estar a cierta profundidad si se trata de la descarga de un karst desarrollado con nivel del mar más profundo, siempre y cuando haya potencial hidráulico de agua dulce que supere al del agua marina en el lugar de descarga. Es frecuente que el agua descargada sea sa-

lobre ya que en parte corresponde a la zona de mezcla. Además puede haber variaciones temporales según la contribución de agua dulce y el efecto de marea o de cambios esporádicos del nivel del mar.

Existen numerosos ejemplos de manantiales litorales y submarinos en muchos lugares (Schwerdtfeger, 1979) y específicamente a lo largo de toda la costa mediterránea (Margat, 2004; Mijatovic, 2007). Han sido objeto de numerosos estudios e intentos de sistematización (Kohout, 1966; Fleury et al., 2007a; Calaforra et al., 2004b). En el Mediterráneo occidental son bien conocidos los manantiales de Port Miou (Figura 2.5.41) y Bestouan, cerca de Cassís (Potié y Tardieu, 2004; Blavoux, et al., 2004), La Falconera, cerca de Barcelona (Figura 2.5.42), los en el entorno de Peníscola–Alcossebre (Mejías et al., 2007), los de Toix–Moraig cerca de Calpe (Cortés et al., 1996; Ratsimandresy et al., 2003) y el de S'Almadrava en el NE de la isla de Mallorca. También hay importantes manantiales costeros en Italia (Fleury, et al., 2007c), Croacia (Bonacci y Roje–Bonacci, 1997), Grecia (Monopolis et al., 2004; Tiniakos et al., 2004), Líbano (Ghannam et al., 1998; Backalovicz et al., 2008) y Turquía (Bayari et al., 2001).

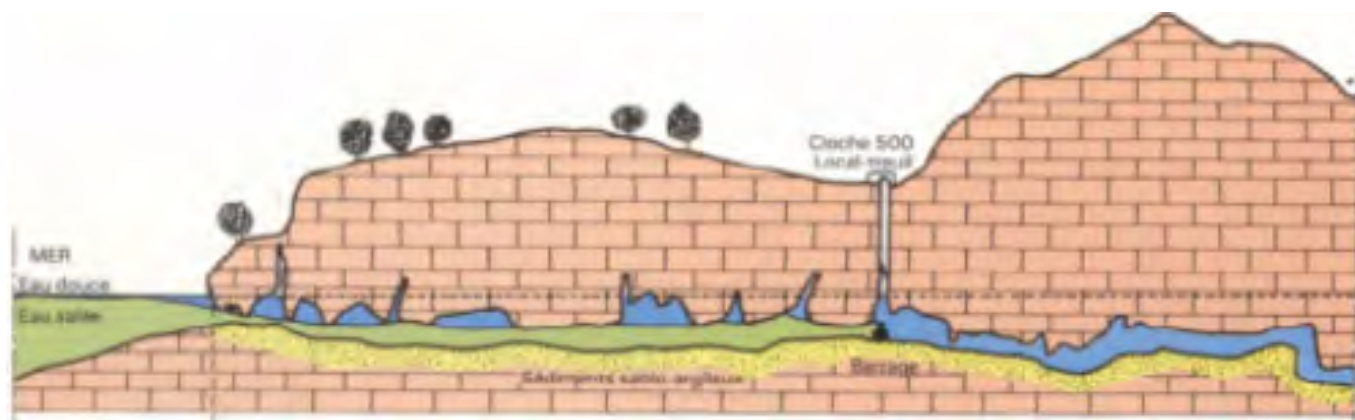


Figura 2.5.41 Corte a lo largo del manantial submarino de Port Miou, en Cassís (Provenza).

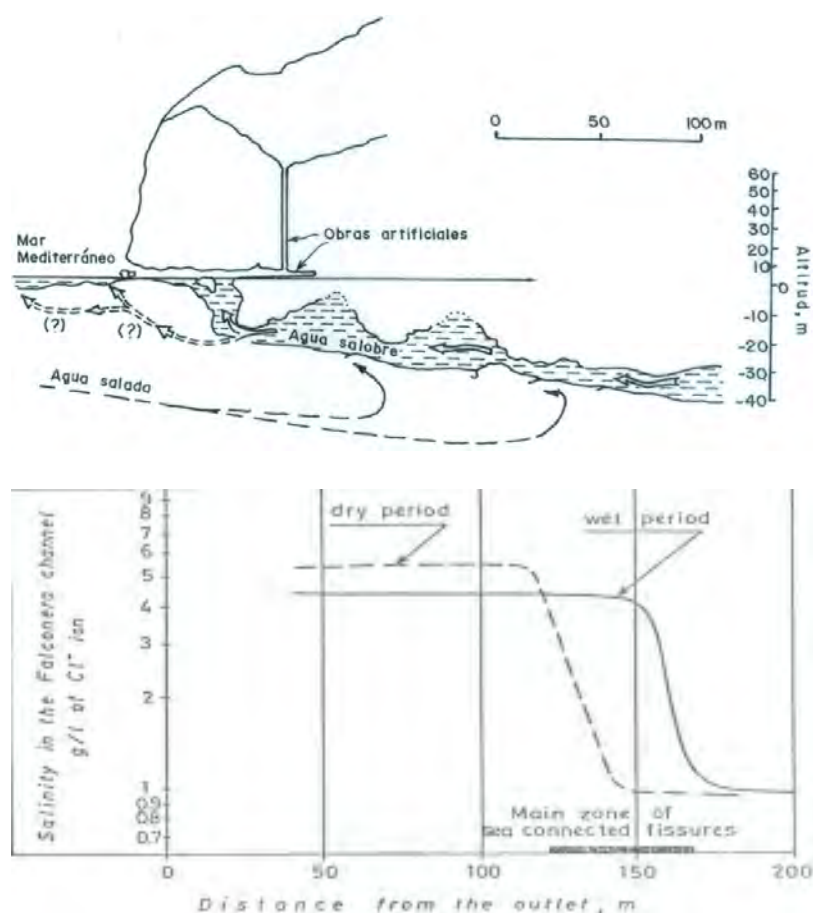
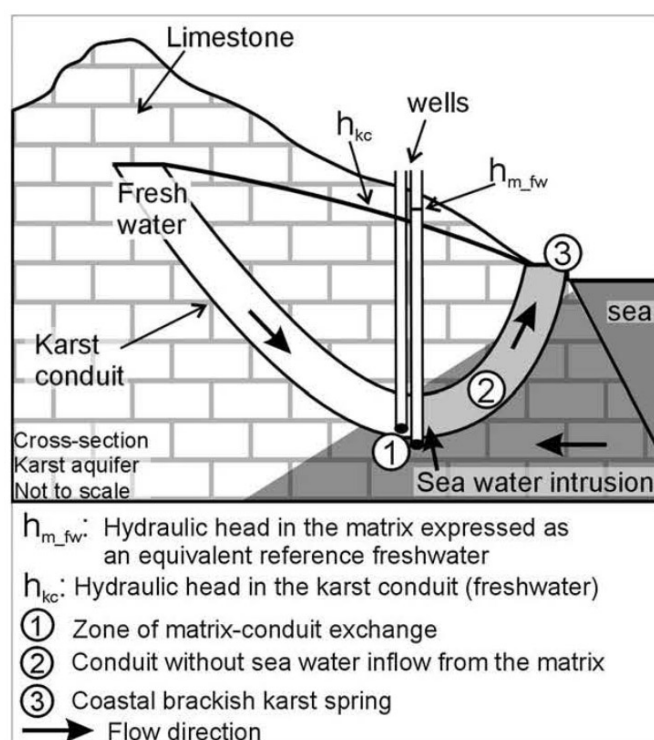


Figura 2.5.42 Corte a lo largo del manantial submarino de La Falconera, en la costa de Garraf, Barcelona y cambios en la salinidad según el momento (Custodio y Galofré, 1976).

La progresiva salinización del agua que circula por los conductos al acercarse al mar es debida a la entrada de agua del mar en profundidad por su mayor potencial de agua dulce respecto al agua de los conductos, que es próximo al del nivel del mar. En las proximidades de la costa es frecuente que los conductos previos profundos no esten activos e incluso estén derrumbados o colmatados por sedimentos y que la descarga al mar se haga por un nuevo conducto de disolución de desarrollo vertical. Los conductos distan mucho de tener formas y disposiciones simples y están afectados por fracturas más o menos desarrolladas. En ocasiones algunas de esas fracturas corresponden a discontinuidades mayores por las que se produce un brusco aumento de la salinidad (Figura 2.5.42). Las Figuras 2.5.43 y 2.5.44 esquematizan lo expuesto en cuanto a la progresiva salinización.

Figura 2.5.43 Progresiva salinización del agua que fluye por conductos kársticos profundos costeros a causa de la entrada de agua marina por las fisuras (Arfib, 2001; Arfib y de Marsily, 2007). Las distancias horizontales son mucho mayores que lo que muestra la figura.



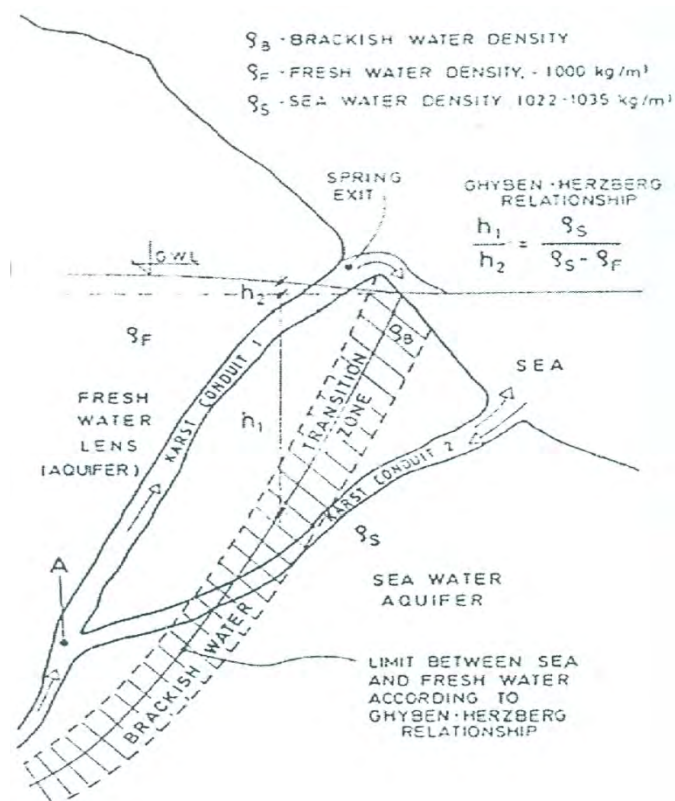


Figura 2.5.44 Diagrama conceptual general de la intrusión marina en un acuífero kárstico a través de un conducto conectado con el mar (Bonacci y Roje-Bonacci, 1997; Fleury et al., 2007a).

Si la karstificación es profunda y bien desarrollada, se producen fenómenos de explicación complicada. Los sumideros de agua salada de Argostoli (*cathavrotes*) en la isla de Cefalonia, Grecia (Drogue, 1989) ya fueron considerados por los antiguos griegos, sugiriéndoles ideas hidrológicas desviadas, que han perdurado durante muchos siglos. En esta isla se observan muchos conductos subterráneos con agua salobre, con nivel inferior al del mar; además el mar se infiltra a través de ciertos sumideros de forma casi permanente, hasta el punto de haberse instalado molinos hidráulicos. Estas aguas resurgen en varias fuentes y con niveles superiores al mar. Maurin y Zoelt (1965) explicaron el fenómeno por efecto eyector, creado por la descarga de agua dulce del interior de la isla, que tiene un potencial hidráulico elevado. Stringield y Le Grand (1969) explicaron el mismo fenómeno mediante cambios de densidad al mezclarse el agua dulce con el agua salada, teniendo en cuenta además la temperatura.

Se han realizado numerosos intentos de explicación con modelos hidráulicos apoyados en modelos conceptuales que consideran la frecuente complejidad geológica asociada (Lambrakis et al., 2000; Arfib y de Marsily, 2004; Arfib y Bonacci, 2004; Pinault et al., 2004; Sanz et al., 2002; 2008; Calavera et al., 2010). Considerando que se trata de tubos de sección circular,

hay manantiales kársticos costeros en los que la salinidad del agua crece con el caudal y otros en que decrece (Arfib y Bonacci, 2004). Cuando la salinidad del agua crece con el caudal, cabe pensar en un efecto Venturi en el estrechamiento de una unión; cuando la salinidad del agua decrece al aumentar el caudal, cabe pensar en que el caudal salino decrece o en una mezcla con flujo salino constante. Si se observa el retraso entre el aumento de caudal y de salinidad se puede evaluar la distancia a lugar donde se produce la mezcla. El agua salada penetra en general por un conducto profundo, pero en grades crecidas del flujo de agua dulce el flujo en el mismo se puede invertir y descargar agua dulce si el potencial es suficiente.

La Figura 2.5.45 es una idealización del contexto del manantial de Almiros de Heraklion, en Creta (Maurin y Zoelt, 1965; Arfib, 2001; Arfib et al., 2006; Monopolis et al., 2004). La Figura 2.5.46 esquematiza el funcionamiento para explicar las variaciones de la salinidad con los caudales mediante un efecto Venturi, que se simplifica en la Figura 2.5.47 y se relaciona con un conjunto de reservorios interconectados en la Figura 2.5.48. El agua marina puede llegar difusa. Otros manantiales similares son los de Abannija y Slatina, en Slanec y Pantan, Croacia.

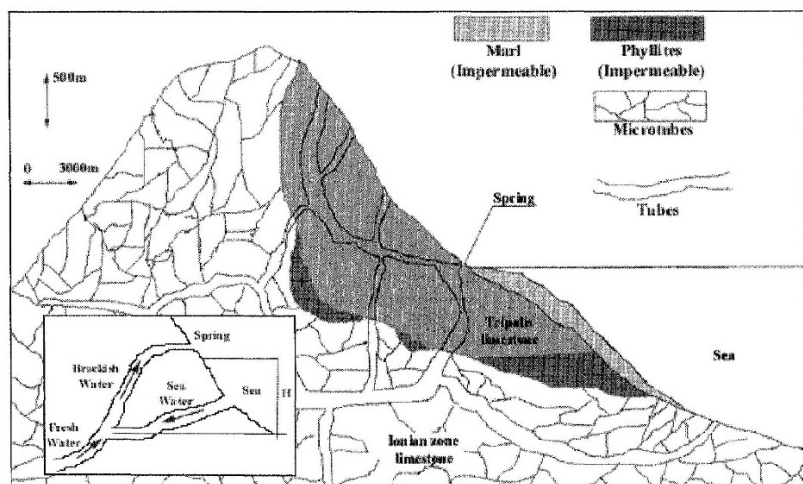


Figura 2.5.45 Esquematación de la disposición del manantial de Almiros de Heraklion, Creta, según Maramathas (2006).

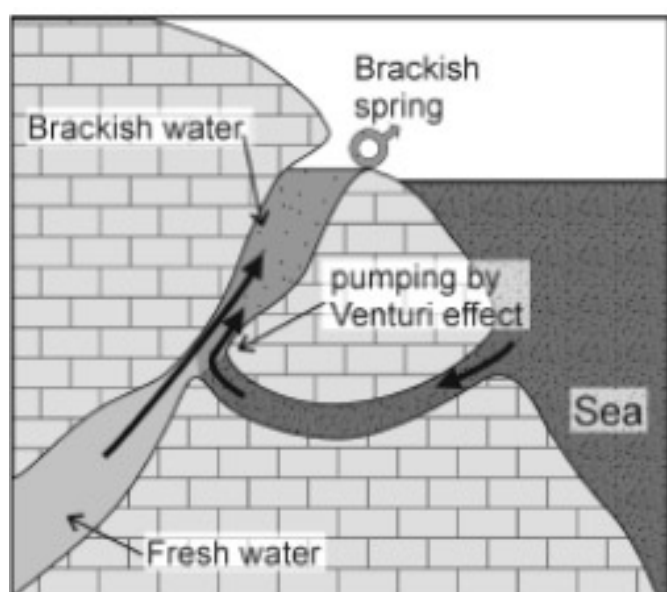


Figura 2.5.46 Corte esquemático del manantial de agua salobre de salinidad variable de Almiros de Heraklion, en Creta, que muestra cómo puede actuar el efecto Venturi (Arfib, 2001).

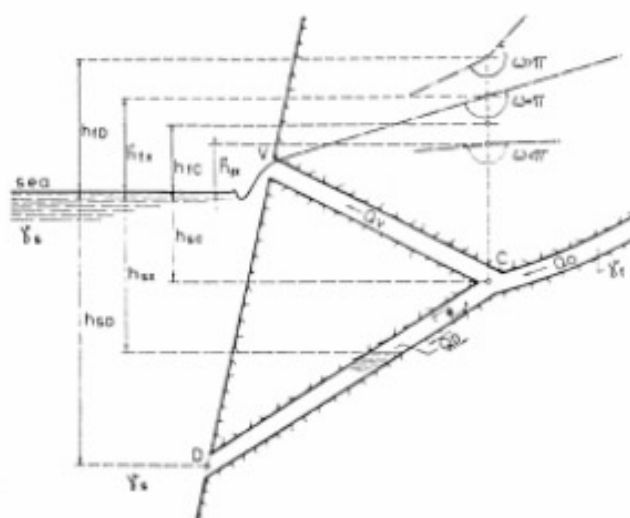


Figura 2.5.47 Esquema hidráulico en vertical del manantial de agua salobre de salinidad variable de Almiros de Heraklion, en Creta (Pavlin, 1973).

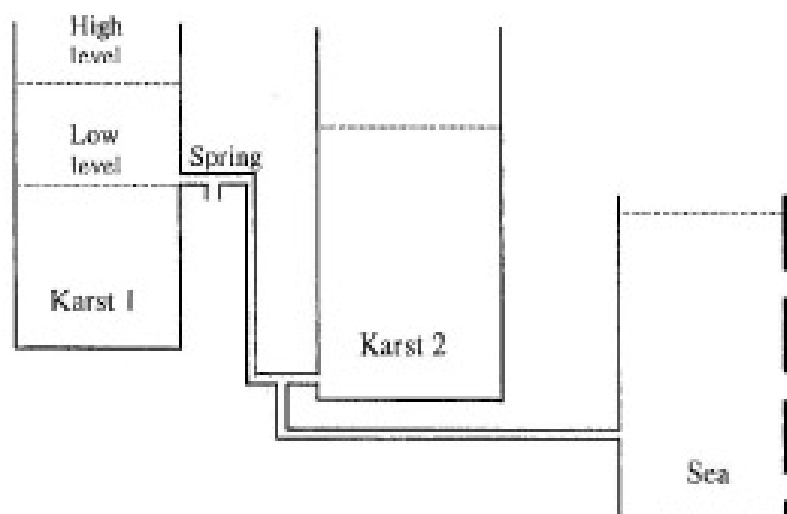


Figura 2.5.48 Esquema hidráulico de reservorios interconectados del manantial de agua salobre de salinidad variable de Almiros de Heraklion, en Creta (Pavlin, 1973; Maramathas et al., 2003).

Efectos similares existen en otros manantiales, como en S'Albufera, en el NE de Mallorca (Sanz et al., 2002). Hay casos en que el sistema podría invertir su flujo según la recarga del acuífero continental, como parece suceder en el sistema Toix–Moraig, en el que el manantial de El Moraig es de descarga permanente, aunque variable, y el de Toix unas veces actúa como sumidero de agua marina y otras de descarga (Cortés et al., 1996; Fleury et al., 2007b). Pero no hay una interpretación única, de modo que cabe también plantear la independencia de ambos manantiales en vez de formar parte de un único sistema, ya que la distancia entre ambos manantiales es de más de 10 km.

Otro ejemplo de circulación anormal es la que se presenta en las fuentes y el lago Taron, en Florida (Stringfield y Le Grand, 1969), donde el lago está conectado con el mar a través de un sistema en U. Cuando el lago sube de nivel, el equilibrio agua dulce–agua salada en el tubo se rompe y se efectúa una rápida descarga del lago, como si se tratase de un sifón que se ceba, dando origen a surgencias en la costa.

En algunos casos el flujo se ve afectado por gradientes de temperatura, que crean flujos convectivos debidos a las diferencias de densidad. Esto afecta a las relaciones agua dulce–agua salada (Figura 2.5.49).

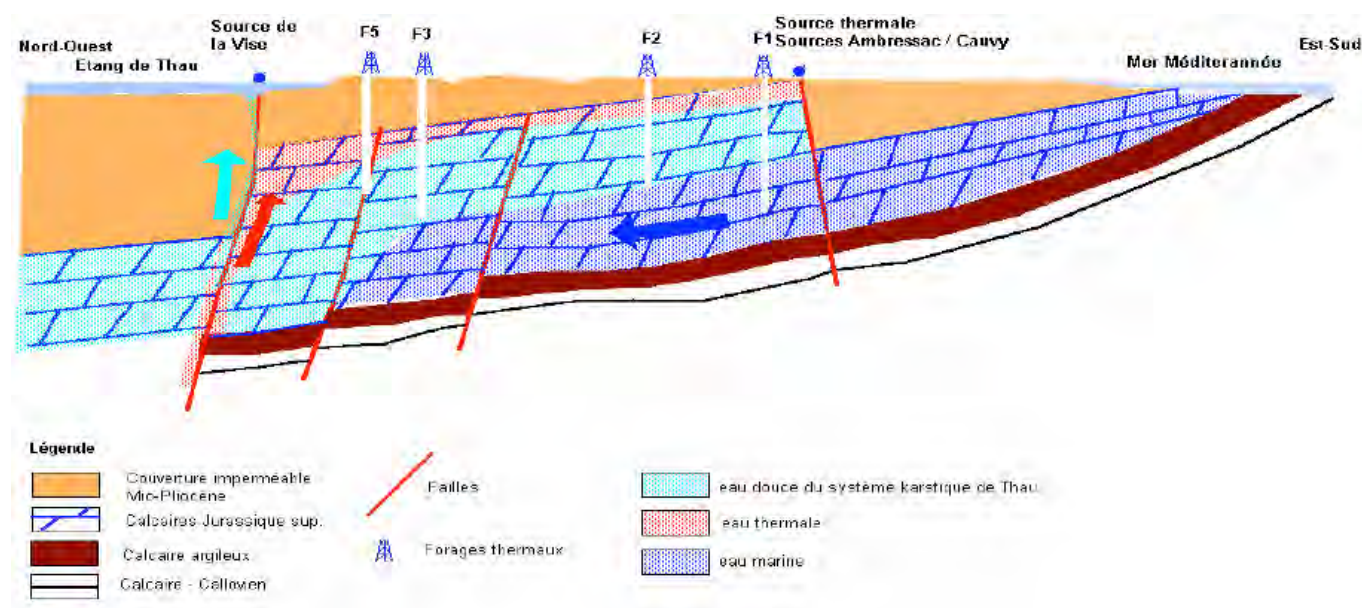


Figura 2.5.49 Esquema que explica la intrusión marina en el reservorio geotérmico del entorno de la laguna de Thau (Estanth de Taur), en el Rossellò (Roussillon), junto al mar Mediterráneo (Dörfliger et al, 2004). El flujo de agua subterránea de agua dulce y agua salada está influenciado por gradientes de temperatura que afectan a la densidad y que forman células convectivas en cada compartimento carbonatado entre las fallas principales.

La exploración y observación de estos manantiales costeros y submarinos es normalmente complicada (Bakalowicz et al., 2003b; Arfib et al., 2006; Arfib y de Marsily, 2007). En algunos casos se han obtenido evaluaciones de la descarga mediante una cuidadosa cartografía del área marina en que descargan los manantiales, en condiciones geométricas favorables, con medidas precisas de la pequeña disminución de la conductividad eléctrica del agua marina y de su temperatura mediante una malla de medidas y la comprobación de que se trata de una descarga de agua subte-

rránea mediante el aumento del contenido en sílice disuelta (Guglielmi y Prieur, 1997). En ocasiones es posible identificar esos manantiales mediante termografía aerotransportada, aunque se requieren circunstancias favorables para que los resultados sean claros (Paredes, 1974; Espejo, 1988), pero no son cuantitativos. En general, los pescadores locales de costa conocen bien la situación de las descargas de agua subterránea litoral ya que en su entorno se encuentran especies de peces y moluscos de interés comercial.

2.5.7 Sedimentación en deltas

La realidad es muchas veces más compleja que lo que se ha presentado en las Secciones 2.5.4 y 2.5.5. En lo que sigue se aportan algunos aspectos complementarios para comprender situaciones de detalle de las relaciones agua dulce–agua salada, cuando es necesario. Lo que se considera acuífero y acuitardo intermedio son en general complejos, aunque considerarlos homogéneos es útil para primeras elaboraciones y esquematizacio-

nes. Buena parte de lo que se comenta a continuación se deriva de la tesis doctoral de Gámez (2007).

La Figura 2.5.50 esquematiza el proceso de formación del cuerpo deltaico, que es una acumulación de masa mar adentro, tras el ascenso del nivel del mar, con un cierto incremento del volumen disponible por la subsidencia debida a la acumulación de peso.

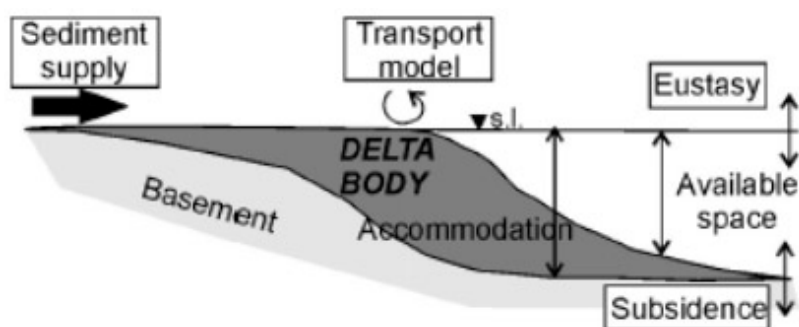


Figura 2.5.50 Esquema de formación de un espacio deltaico (figura superior), según Rabineau (2001).

La sedimentación es compleja, como se muestra en la Figura 2.5.51.

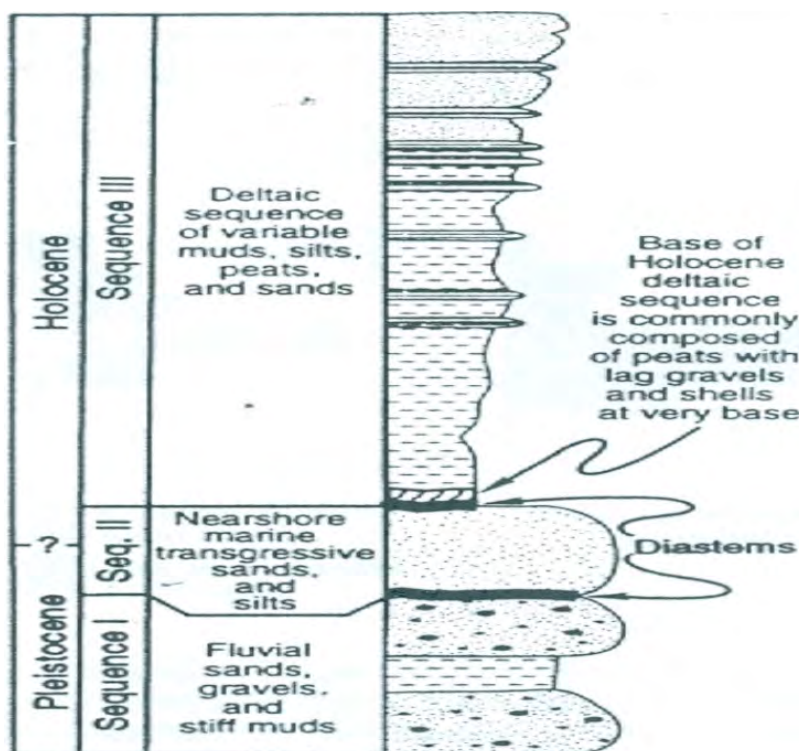


Figura 2.5.51 Sección litoestratigráfica simplificada que muestra el umbral entre el Pleistoceno tardío y el Holoceno. Se pone énfasis en la edad de la base fácilmente identificable de la secuencia III, que generalmente comprende facies cercanas al nivel medio del mar (Stanley y Warne, 1994).

La sedimentación se puede dividir en cuatro tramos, que tienen las siguientes características (Figura 2.5.52):

1. Tramo de niveles bajos del mar (*lowstand system tract, LST*). Masa de sedimentos depositados sobre el nivel mínimo relativo del nivel del mar y dentro del notable incremento de espacio de acomodación disponible
2. Tramo transgresivo (*transgressive system tract, TST*). Yace encima de una superficie transgresiva o veces una secuencia de borde (*boundary sequence, BS*); está recubierto por una superficie de inundación máxima (*máximo flooding surface, mfs*); se caracteriza por un conjunto de parasecuencias y una tendencia de profundización ascensional. La base de los depósitos transgresivos es el máximo de la superficie de regresión.
3. Tramo de niveles altos del mar (*highstand systems tract, HST*). Se solapa hacia abajo sobre un mfs y se caracteriza por un conjunto de parasecuencias de agradación hacia las de paragradación. Se forma durante el último tramo o una detención del tramo ascendente del nivel del mar o durante el tramo inicial de un descenso del nivel del mar.
4. Tramo de etapas de descenso (*falling stages system tract, FSST*). Depositado durante el descenso relativo del nivel del mar. Durante una regresión forzada hay un único FSST.

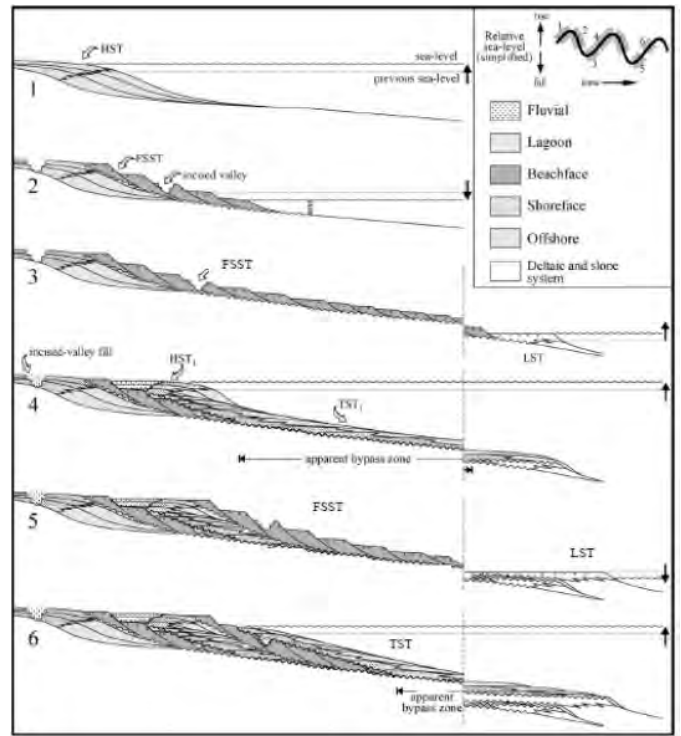


Figura 2.5.52 Formación del cuerpo deltaico (Cantalamezza y Di Celma, 2005). Se pueden distinguir cuatro tramos, definidos por la interacción del nivel de base y los cambios sedimentarios: tramo de nivel bajo (LST), tramo transgresivo (TST), tramo de nivel alto (HST) y tramo de descenso (FSST) (Catuneanu, 2005; Catuneanu et al, 2009; Gámez 2007).

La forma de correlacionar datos de sondeos debe tener en cuenta la secuencia de deposición en vez de

la simple correlación litológica, como muestra la Figura 2.5.53.

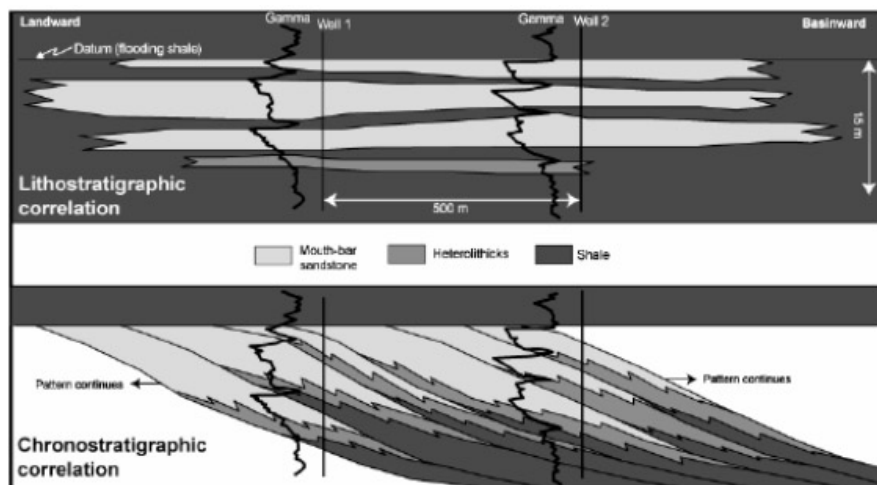


Figura 2.5.53 Modelo de correlación de registros de pozos a lo largo de una pendiente de deposición. En el diagrama superior, para la correlación litológica se supone que no hay pendiente hacia el interior de la cuenca en los cuerpos de arena. En el diagrama inferior, para la correlación crono–estratigráfica se supone formas inclinadas hacia la cuenca, lo que predice una geometría mucho mejor del acuífero (Gani y Bhattacharya, 2007; Gámez, 2007).

La Figura 2.5.54 considera varios modelos hidrogeológicos conceptuales esquemáticos que afectan a cómo

se puede producir la intrusión marina

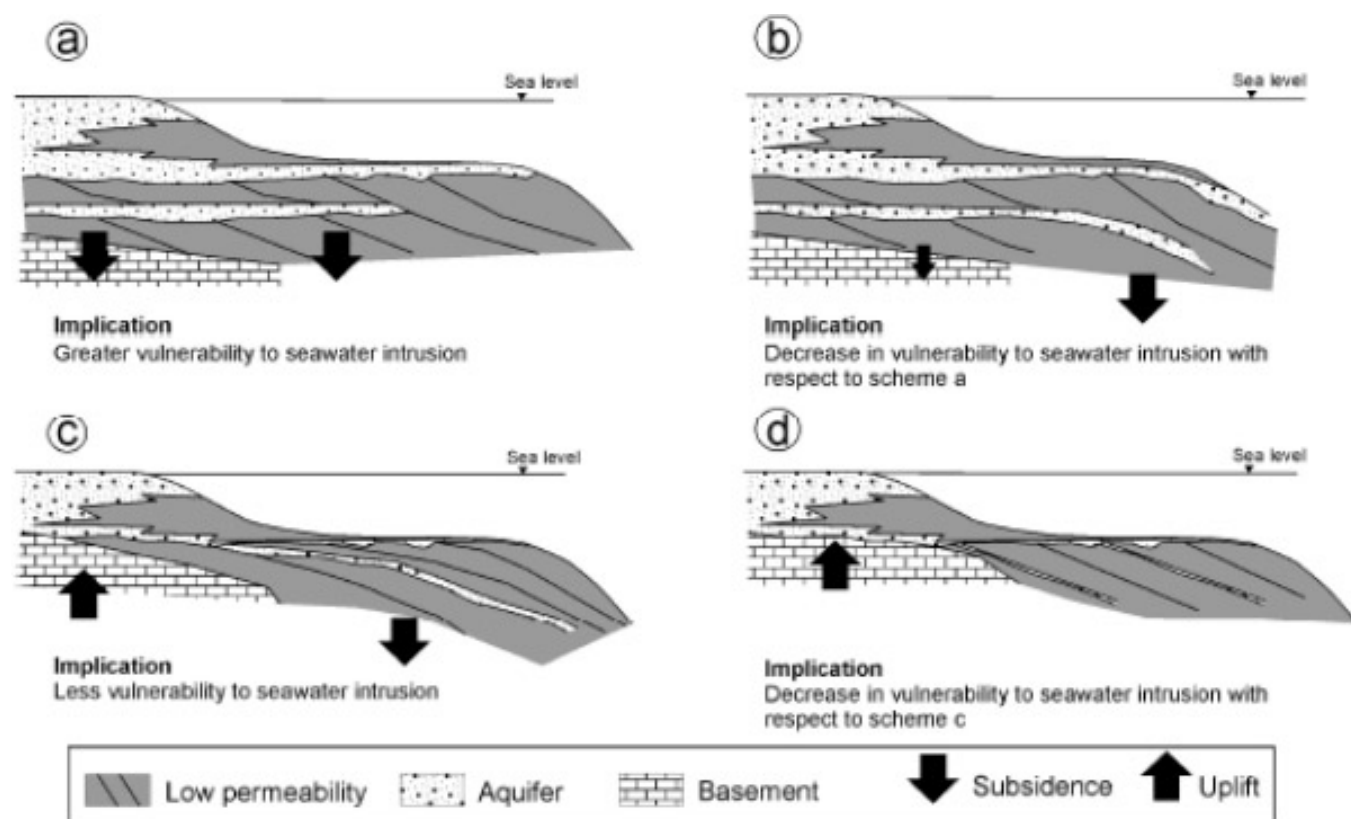


Figura 2.5.54 Cuatro modelos hidrogeológicos conceptuales esquemáticos que pueden condicionar la intrusión marina en sistemas deltaicos. El esquema a) se refiere al efecto de control general de la subsidencia; el b) a la subsidencia diferencial; el c) al levantamiento en la parte terrestre y la subsidencia mar adentro; y el d) al levantamiento en la parte terrestre. En a), b) y c) se considera que hay cierto aporte detrítico durante el ascenso del nivel del mar.

2.6 Técnicas de estudio de las relaciones agua dulce–agua salada en las regiones costeras

2.6.1 Consideraciones generales

Las técnicas empleadas para el estudio y conocimiento práctico de las relaciones agua dulce–agua salada en las regiones costeras son las usuales en hidrogeología, pero con mayor precisión en los métodos de muestreo y con sondeos diseñados expresamente (Kohout y Hoy, 1963). Su correcto empleo supone una adecuada consideración de los procesos involucrados (Werner et al., 2013; Manzano y Custodio, 1987). Las mediciones se hacen en tierra firme. Aunque es posible perforar sondeos y piezómetros en el mar, es difícil y muy cos-

to. Sólo en raras ocasiones se ha practicado. Además, es difícil y costoso obtener periódicamente datos de un punto de observación en el mar.

Como en cualquier estudio hidrogeológico, se requiere establecer perfiles y mapas hidrogeológicos, realizar ensayos de bombeo y mapas de permeabilidad y transmisividad, mapas de isopiezas, etc., además de un cuidadoso análisis de la salinidad del agua y de su estratificación y balances hídricos para determinar

la descarga de agua dulce al mar como un término a deducir por diferencia, ya que es raro que pueda ser medido directamente. Es recomendable realizar el balance mediante varios métodos independientes, como por ejemplo el de balance de agua en el suelo y el balance de la deposición atmosférica de ion ion cloruro. Como la densidad del agua es variable, los estudios piezométricos deben tenerlo especialmente en cuenta, ya que afecta a las líneas de flujo y equipotenciales (Luszczynski, 1961a; Bond, 1973; van Dam, 1977; Post et al., 2007; Lu et al., 2014). La medida de los niveles piezométricos debe ser correctamente hecha, evitando los problemas habituales además de los específicos (Post y von Asmuth, 2013).

Las rocas karstificadas presentan características especiales y una notable complejidad de los ambientes costeros o que fueron costeros. Por lo tanto, para su

estudio se emplea una metodología con especificidades y que intentan considerar la notable heterogeneidad y la existencia de una red organizada de conductos de disolución (Cottechia, 1981).

La estimación de la descarga de agua subterránea continental al mar es una cuestión abierta y en general mal resuelta. Hay estimaciones globales aproximadas utilizando diversas metodologías (UNESCO, 2004; Younger, 1996), aunque los resultados son inciertos y con frecuencia controvertidos. Hay trabajos a nivel local que emplean diversas técnicas (Burnett et al., 2001; 2003; 2006; Simmons, 1992; Uchiyama et al., 2000; Kaleris, 2006). Taniguchi (2000) se apoyó en la temperatura medida en sondeos. Se ha tratado de medir la descarga por el fondo marino con medidores de exfiltración (Taniguchi y Fukuo, 1993), similares a los de infiltración/exfiltración usados en lagos y cauces de ríos.

2.6.2 Geología

El conocimiento de la geología de las formaciones costeras es esencial para el conocimiento y estudio de los acuíferos costeros y su comportamiento, lo mismo que lo es para las otras circunstancias de la hidrogeología. La forma de realizar e interpretar la geología sigue las pautas generales, con las especificidades de cada tipo de formación y sus condiciones sedimentológicas y tectónicas, pero hay algunos aspectos propios de los acuíferos costeros. Uno de ellos es que un buen modelo que considere las secuencias sedimentarias puede ser la clave para entender los detalles a pequeña escala. Estos detalles son necesarios para el estudio de las relaciones agua dulce–agua salada, de la zona de mezcla y del papel de las heterogeneidades y también para correlacionar la información que se deriva de sondeos mecánicos y de reconocimientos geofísicos de superficie. En las áreas costeras con escasa pendiente, los reconocimientos geológicos por sí solos no permiten conocer lo que sucede en profundidad a causa de la disposición casi horizontal de los sedimentos recientes y a que determinadas formaciones de gran importancia hidrogeológica no llegan a aflorar. Tal es el caso de formaciones deltaicas pre–holocenas. En este caso la geología debe utilizar al máximo la información en

profundidad que proporcionan los sondeos y pozos y ser la base para integrar esa información en un modelo sedimentario coherente con la historia geodinámica del lugar.

La Figura 2.6.1 muestra el detalle sedimentológico para la costa del Rosselló (Roussillon), con la sedimentación tras la crisis messiniense. En la Sección 3.2 del Capítulo 3 se detalla la sedimentología del delta del Llobregat, Barcelona, donde se realizaron detallados reconocimientos con sondeos en las décadas de 1960 y 1970 y posteriormente con ocasión de la construcción de grandes infraestructuras en el mismo (Gámez, 2007; Custodio, 2008; Iribar et al., 1997). Las heterogeneidades en los depósitos que forman el acuitardo intermedio juegan un papel importante en la existencia de agua marina residual en los depósitos finos prodeltaicos en fase de estuario y en la penetración preferente del agua marina por los paleocauces pleistocenos que heterogeneizan el acuífero cautivo principal. El conjunto condiciona la penetración preferencial del agua marina, las comunicaciones verticales entre acuíferos y la efectividad de las obras de control.

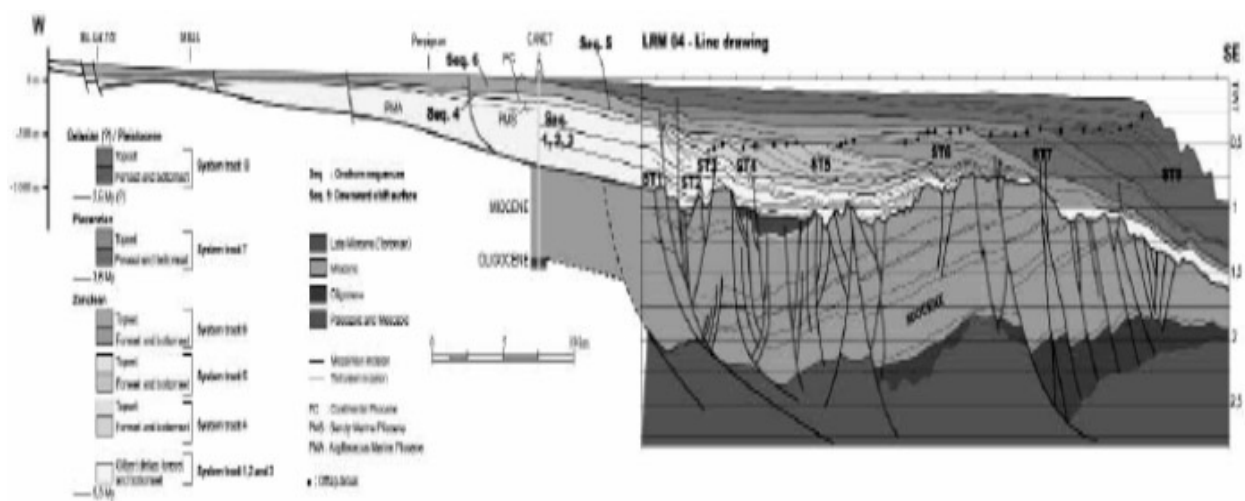
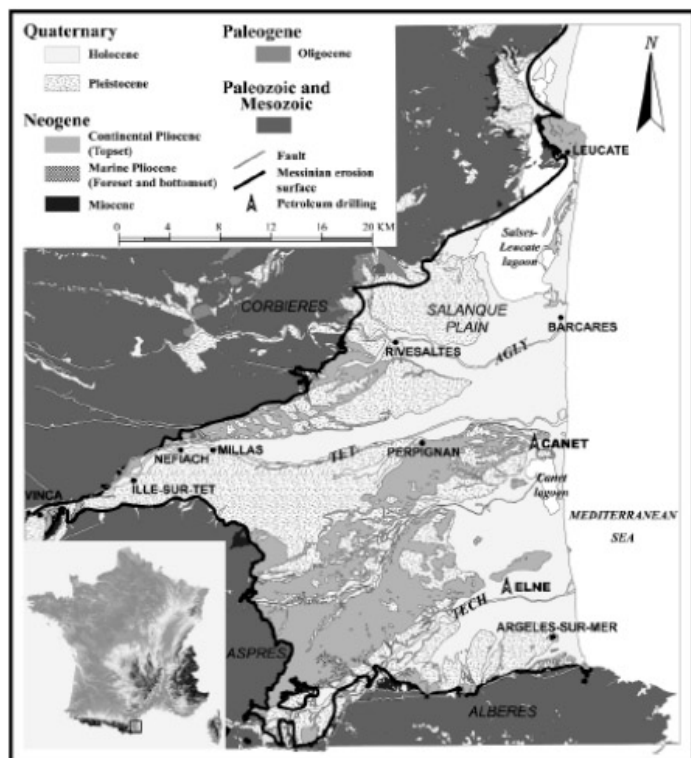


Figura 2.6.1. Estructura sedimentaria de la costa del Rosselló (Roussillon), que incluye sedimentos tras la crisis messiniense (Aunay et al., 2004)

2.6.3 Reconocimientos geofísicos de superficie

El notable rango de conductividades eléctricas (o de resistividades eléctricas, que es su inversa) de los terrenos con agua de diferentes salinidades hace que los métodos eléctricos y electromagnéticos de prospección geofísica desde la superficie sean especialmente atractivos. Se han aplicado y se aplican con frecuencia. Esto hace referencia tanto a los sondeos eléctricos verticales (SEV) como a los electromagnéticos (EM) en sus diversas variantes, entre ellas las de baja frecuencia (VLF) (Müllern y Ericksson, 1981). Se mide la atenuación o el retaso de la respuesta o ambos. Hay abundante literatura al respecto. Actualmente se dispone de métodos y dispositivos cada vez más sofisticados y con programas informáticos de interpretación cada vez más potentes y especializados, de fácil acceso o adquisición.

Actualmente es muy utilizada la tomografía eléctrica a lo largo de una línea más o menos larga, con aplicación e interpretación automatizadas. Cuando se combinan líneas paralelas próximas se puede obtener una representación tridimensional de la distribución de conductividades eléctricas (Attwa et al., 2016). Se obtienen figuras tanto 2-D como 3-D y por eso al proceso se le llama también *imágenes* (*imaging*). Ejemplos de aplicación pueden encontrarse en Abdul Nassir et al. (2000), Antonsson et al. (2006), Kemna et al. (2006), Nguyen et al., 2007; 2009; Aracil Ávila et al. (2004). Como la tomografía eléctrica es de fácil aplicación, puede ser usada para seguir la evolución de la intrusión marina en un acuífero (Ogilvy et al., 2007; 2008; 2009), así como algunas variantes electromagnéticas (Versteeg et al., 2004; Versteeg y Johnson, 2008; Kuras et al., 2009). La Figura 2.6.2 muestra un ejemplo de perfil de tomografía geoelectrica y la Figura 2.6.3 una interpretación.

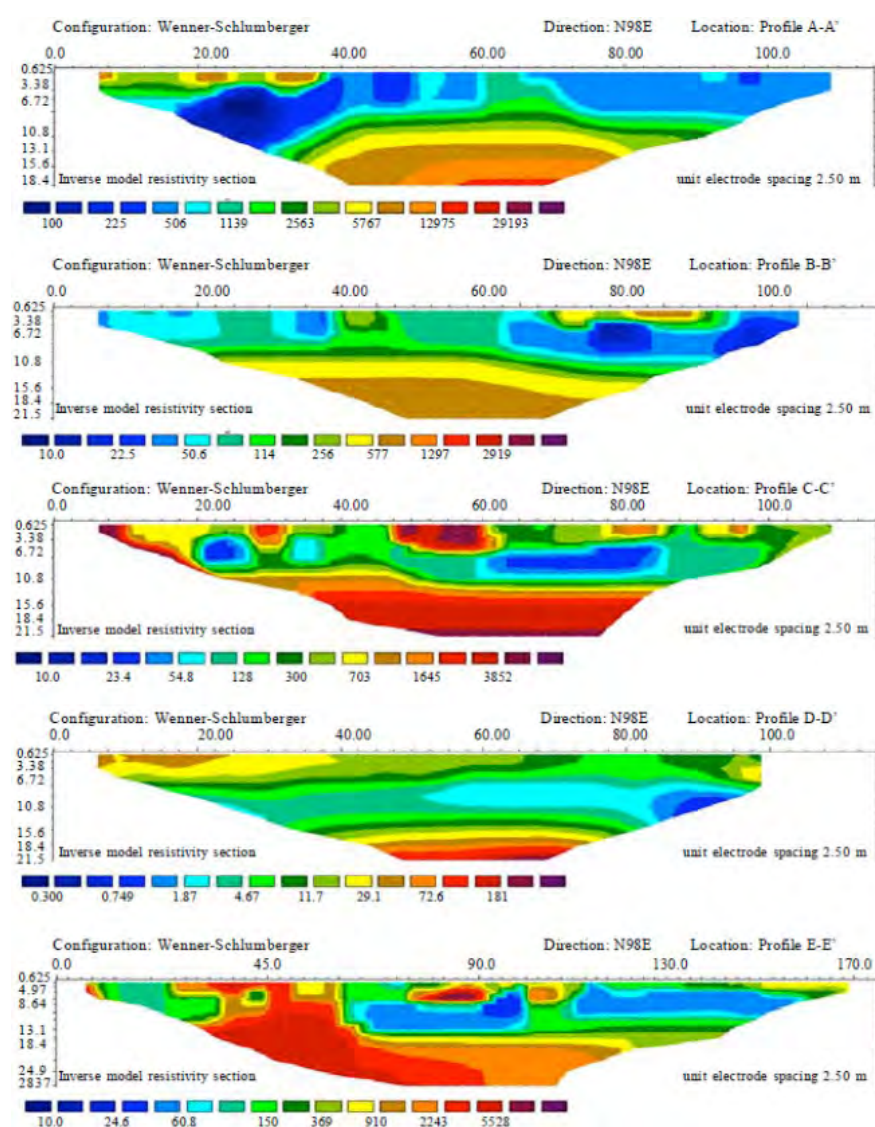


Figura 2.6.2 Ejemplo de perfil de tomografía geoelectrica (Sathish et al., 2011).

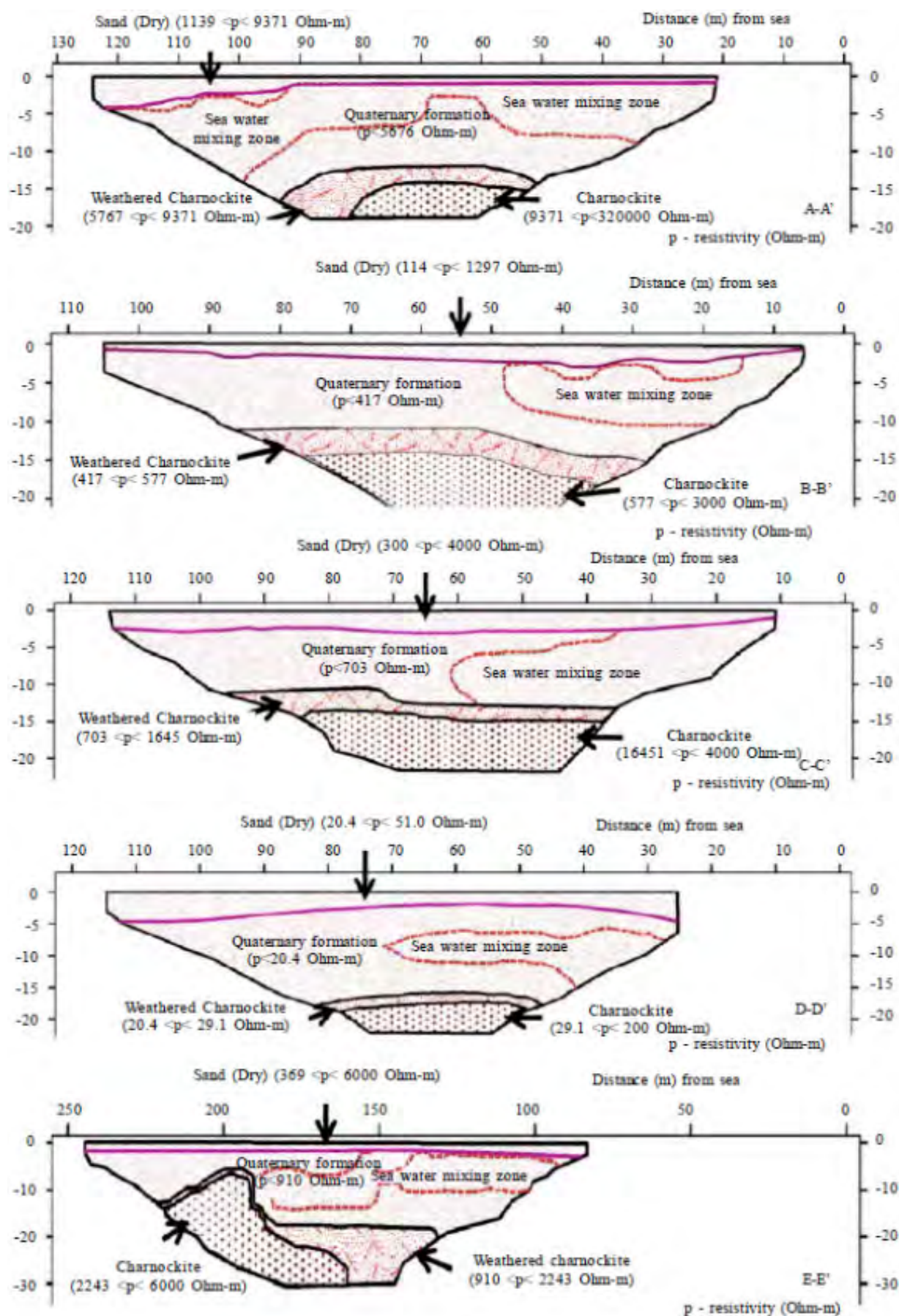


Figura 2.6.3 Interpretación de perfiles de tomografía geoléctrica (Sathish et al., 2011).

No hay una correspondencia unívoca entre conductividad eléctrica del agua y conductividad eléctrica del terreno, ya que las características del terreno influyen mucho. La notable carga iónica sorbida por las partículas finas, en especial en minerales de la arcilla y partículas de tamaño limo o arcilla, hace que sean muy conductores (de muy baja resistividad). Así, no es posible medir bien la conductividad eléctrica del agua intersticial. Por eso las interpretaciones en áreas costeras son frecuentemente inciertas y admiten diversas interpretaciones. Para limitar el número de posibles interpretaciones hace falta tener datos reales y fiables de pozos y sondeos, pero éstos muchas veces tampoco representan bien al terreno con el agua que contiene. De ahí que se puedan tener fracasos en la interpretación de la situación de los acuíferos costeros en cuanto a la distribución de la salinidad y de la disposición de las formaciones cuando no se han tomado las medidas para constreñir la interpretación. Como esto puede ser costoso, se soslaya en muchas ocasiones, con el consiguiente riesgo de interpretaciones desviadas.

Hay métodos que tratan de disminuir la incertidumbre de la interpretación buscando diferencias entre la respuesta electromagnética del contenido iónico del agua intersticial y el de la carga iónica sorbida en la superficie de las partículas sólidas, como es el retaso de una respecto a la otra. Esto es lo que aprovechan los métodos electromagnéticos en dominio de tiempos (TDEM, *time-domain electromagnetic*) (Goldman et al., 1988; 1991; Goldman et al., 2012; Goldman y Kafri, 2004; Levi et al., 2008; Kafri y Goldman, 2005). El TDEM, también designado TEM (*transient electromagnetic*) se puede mejorar con SHOTEM (*short-offset TEM*) para buscar una mayor resolución y lograr penetraciones de algunos hm; se usa el bucle como antena de transmisión y el receptor está cerca o dentro del bucle. Se miden sólo componentes del campo magnético y/o derivadas temporales (Levi et al., 2008). Es posible ver

bien los objetivos conductores, con poca sensibilidad a las variaciones laterales, pero es muy sensible al ruido electromagnético ambiental, de modo que no se puede usar en áreas urbanas y periurbanas. Otra modificación es el LOTEM (*long-offset TEM*), que tiene menor resolución espacial pero es capaz de penetrar algunos km; usa el dipolo en el suelo como antena emisora y se puede recibir a varios km de distancia. Se mejora la relación señal/ruido pero tiene más efectos laterales y la interpretación es más difícil.

Los métodos eléctricos necesitan un contacto con el terreno, pero no los electromagnéticos, que inducen el campo mediante bobinas y reciben la señal en circuitos (bucles) conductores. Eso permite una más fácil aplicación pie a tierra y también su aplicación desde vehículos o aerotransportados, por ejemplo desde un helicóptero. El empleo del radar entra en este campo (Ezzy et al., 2003). Se ha realizado imaginología de situaciones de evolución de zonas poco potentes de mezcla mediante resonancia magnética nuclear (Oswald et al., 2002).

Los métodos magnetotelúricos (MT) son mejores para objetivos profundos, pero presentan problemas de desplazamiento estático y baja resolución, entre otros.

Los otros métodos geofísicos (Nath et al., 2000) también se aplican para el estudio de los acuíferos costeros (Granda, 1988; Levi et al., 2008; McNew y Arav, 1996), según sus peculiaridades generales, sin que tenga especial relevancia la salinidad (Tabla 2.6.1). Tienen sus propias limitaciones y ámbito y en general requieren medidas de apoyo para reducir la incertidumbre interpretativa. Al proporcionar en general valores a gran escala no aportan el detalle que se necesita para el estudio de las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros, pero dan el marco general.

Tabla 2.6.1 Intento de agrupación de los diferentes métodos geofísicos y de las características físicas en relación (modificado de Tulipano et al., 2004).

Grupo de métodos	Parámetros físicos estudiados	Magnitud media	Energía	Activo	Pasivo	Estudio de fuente	Transmisión	Reflexión	Refracción
Gravimetría	Densidad	Aceleración de la gravedad	Campos de potencial	No	Sí	Sí			
Magnéticos	Magnetización inducida o residual	Campo magnético		No	Sí	Sí			
Geoelectrónicos	Resistividad	Potenciales y corrientes eléctricas		Sí	Sí	Sí			
Sísmicos	Velocidad sísmica o impedancia acústica impedance	Tiempo recorrido y coeficientes de amortiguación	Campos de ondas	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Electro-magnético	Resistividad y constante dieléctrica	Campos eléctricos y magnéticos		Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Radiactivo	Concentración isotópica	Desintegraciones	Partículas	Sí	Sí	Sí	Sí		

2.6.4 Identificación remota de las descargas de agua dulce y salobre al mar

En las áreas costeras puede tener especial interés la identificación remota de las posibles descargas litorales y submarinas de agua dulce al mar. Esto sólo es viable en circunstancias favorables mediante vuelos termográficos aerotransportados (Paredes, 1974; Banks, 1996; Johnson et al., 2008; Lepley y Palmer, 1967; Gallardo y Marui, 2006). Si se cumplen las condiciones para la aplicación, se pueden tener resultados cualitativos de interés, los que se pueden transformar

en cuantitativos con suficiente apoyo terrestre. La temperatura de la superficie del mar debe poder ser determinada al menos con $\pm 0,1$ °C de precisión. Son varias las aplicaciones, con éxito variable, en diversos lugares del mundo, como en las costas norteamericanas del SE y del Golfo (McCoy y Corbett, 2009), en la Gran Barrera de Coral de Australia (Stieglitz, 2005) y en la isla de Hawaii (Duarte et al., 2006; Peterson et al., 2009).

2.6.5 Perforaciones de reconocimiento

La perforación de sondeos de reconocimiento en los acuíferos costeros utiliza los mismos métodos y técnicas que en otros estudios hidrogeológicos, con las precauciones necesarias cuando la salinidad es alta. En general se pone mayor énfasis en los detalles estratigráficos. En lo posible se trata de obtener testigo continuo pero, como es costoso, con frecuencia la información se deriva de una cuidadosa observación del detritus, fluido de perforación y velocidad de avance. Puede ser especialmente difícil, a veces imposible, obtener buenos testigos de los niveles de arenas sin consolidar, frecuentes en muchos acuíferos costeros recientes. Es importante observar como varía la salinidad del fluido de perforación o del arrastrado al ir avanzando la perforación.

En lo posible se trata de conocer la salinidad y composición química del agua intersticial de los testigos, cuando no han sido alterados por el fluido de perforación o el agua en el sondeo. Para evitar las alteraciones se emplean técnicas que permiten aislar el saca-testigos del fluido, por ejemplo por hincia o avanzando en seco, pero es difícil y costoso. Por eso se realiza pocas veces. La determinación de la salinidad del agua intersticial del testigo se puede hacer por dilución con agua destilada, aunque se altera la composición iónica. Para minimizar las alteraciones se puede proceder a extracción por compresión a alta presión, por centrifugación o por desplazamiento por un fluido inmiscible, pero ni es fácil ni siempre es posible.

2.6.6 Obtención y medida de niveles piezométricos

La perforación de sondeos de reconocimiento en los acuíferos costeros utiliza los mismos métodos y técnicas que en otros estudios hidrogeológicos, con las precauciones necesarias cuando la salinidad es alta. En general se pone mayor énfasis en los detalles estratigráficos. En lo posible se trata de obtener testigo continuo pero, como es costoso, con frecuencia la información se deriva de una cuidadosa observación del detritus, fluido de perforación y velocidad de avance. Puede ser especialmente difícil, a veces imposible, obtener buenos testigos de los niveles de arenas sin consolidar, frecuentes en muchos acuíferos costeros recientes. Es importante observar como varía la salinidad del fluido de perforación o del arrastrado al ir avanzando la perforación.

En lo posible se trata de conocer la salinidad y composición química del agua intersticial de los testigos, cuando no han sido alterados por el fluido de perforación o el agua en el sondeo. Para evitar las alteraciones se emplean técnicas que permiten aislar el saca-testigos del fluido, por ejemplo por hinca o avanzando en seco, pero es difícil y costoso. Por eso se realiza pocas veces. La determinación de la salinidad del agua intersticial del testigo se puede hacer por dilución con agua destilada, aunque se altera la composición iónica. Para minimizar las alteraciones se puede proceder a extracción por compresión a alta presión, por centrifugación o por desplazamiento por un fluido inmiscible, pero ni es fácil ni siempre es posible.

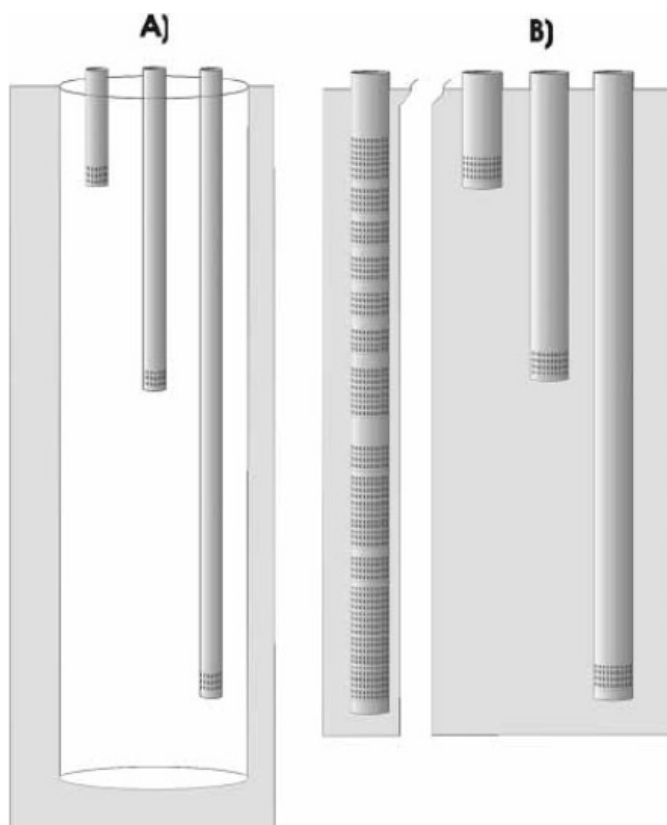


Figura 2.6.4 Formas de instalación de piezómetros/sondeos de observación en una localidad para observar diferentes formaciones en la vertical. A) nido (anidado), B) enjambre (Pulido–Bosch et al., 2004).

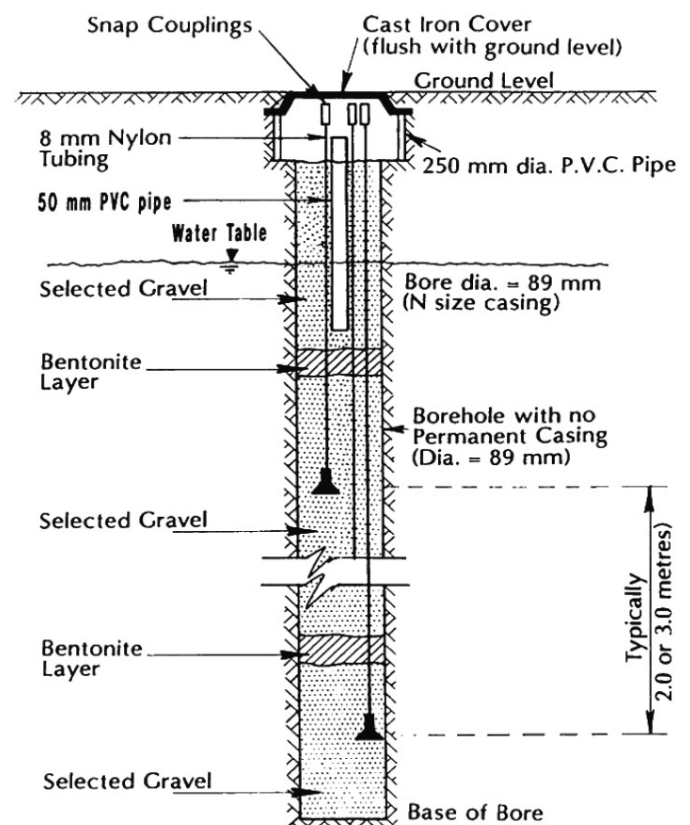
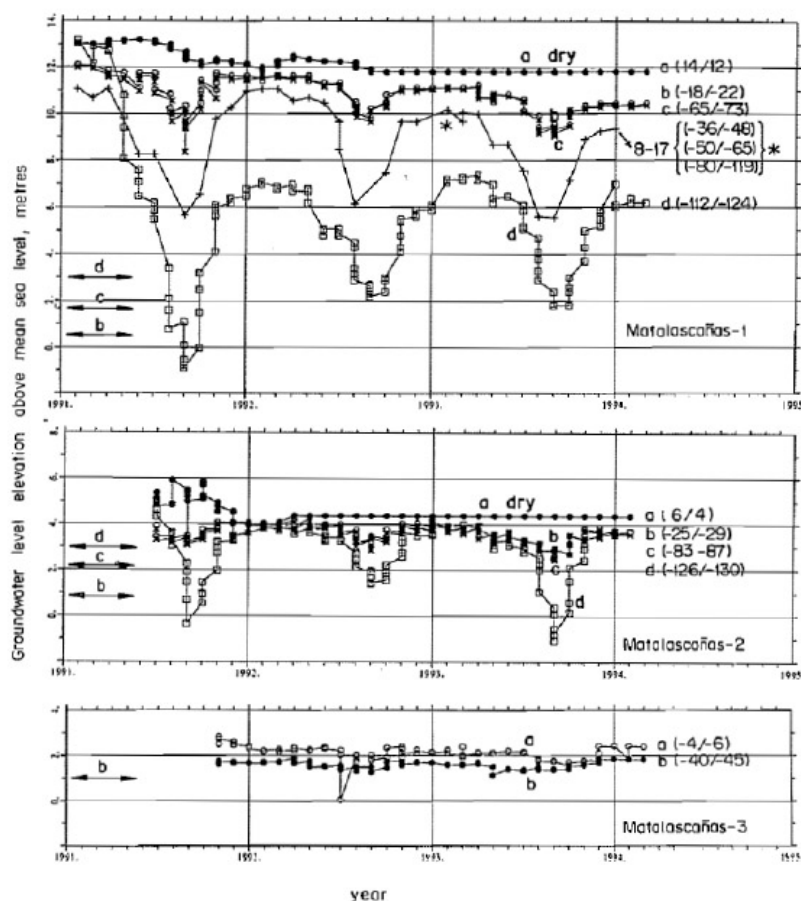


Figura 2.6.5 Detalle de la instalación de un sondeo de observación anidado.

Figura 2.6.6 Resultados de las observaciones realizadas en un enjambre de 4 sondeos con rejilla aislada a diferentes profundidades en el W de Matalascañas, en la costa de Doñana (Huelva). La gráfica con asterisco corresponde a las observaciones en un pozo próximo, fuera de servicio, con varias rejillas. No representa a ninguno de los potenciales en profundidad ni indica la posición del nivel freático, que es el importante para el estudio de los humedales locales ni delata el gran descenso que producen los bombeos estivales en la parte más profunda del acuífero de arenas. Las flechas horizontales muestran el nivel de agua dulce necesario para equilibrar al agua marina (Custodio et al., 1997)



Lo que se ha expuesto es lo ideal, pero los recursos económicos disponibles (y también el desconocimiento del valor de lo que se quiere medir) hacen que se aprovechen otros piezómetros, sondeos y pozos existentes. En estos casos hay que conocer la disposición de los tramos abiertos y de los aislamientos que puedan existir, lo cual muchas veces no se sabe. Como la existencia de varios tramos abiertos o de un largo tramo filtrante puede facilitar flujos a lo largo del sondeo, los niveles que se miden pueden carecer de valor. Esta pérdida de valor es mayor cuando no existen o fallan los aislamientos, de modo que el agua del sondeo recibe aportes de otras formaciones y se fuga hacia las mismas. Esto distorsiona los niveles, en especial si esos flujos afectan a la disposición de la salinidad a lo largo del sondeo. En estos casos, las muestras que se puedan tomar carecen de valor.

Los puntos de observación deben estar cuidadosamente nivelados. Unas veces la cota cero utilizada corresponde al nivel medio del mar en una cierta localidad de referencia, pero no tiene por qué coincidir con el nivel medio del mar local. La cota cero de referencia en España es el nivel medio del mar en Alicante. En Barcelona y Tarragona el nivel medio del mar es casi 50 cm más alto. En otros lugares se toma como cota

cero la del nivel mínimo de marea viva equinoccial; en este caso, según los mares y localidades, la diferencia con el nivel medio puede superar 1 m. Estas diferencias pueden desvirtuar los cálculos que se hagan si no se han corregido previamente. Puede suceder que los mareógrafos no estén nivelados con precisión respecto a la referencia altimétrica o que las condiciones del lugar en que están (generalmente puertos) no sean las adecuadas para obtener el nivel medio del mar a lo largo de la costa. Esto hace que a veces sea difícil realizar las correcciones.

La influencia de la densidad del agua que está en el tubo del sondeo de observación en el nivel medido puede ser notable. Si el tubo está lleno de agua de diversas densidades o conviene medir el potencial en un cierto punto de la rejilla, puede procederse a introducir un tubito en el sondeo hasta la profundidad deseada y aspirar agua hasta haberlo llenado del agua puntual y entonces medir el nivel en el mismo. Si la profundidad del nivel del agua supera 6 o 7 m no puede realizarse la aspiración. Puede procederse a colocar un tubito y verter en él agua dulce hasta haber desplazado la que existía previamente; al cabo de unos momentos puede suponerse que el efecto de la alteración en el punto seleccionado es mínimo y se obtiene el nivel de agua

dulce. Antes de medir el nivel es conveniente asegurar que se conoce la densidad del agua y su distribución en vertical dentro del piezómetro, por ejemplo realizando un registro de conductividad eléctrica y de temperatura. De una medida a otra puede variar la distribución vertical de la densidad. Cuando se mide la conductividad eléctrica hay que averiguar si el dispositivo utilizado realiza o no automáticamente la corrección por temperatura.

En sondeos y perforaciones puede encontrarse agua más densa sobre agua menos densa. Esto supone que se puede producir una mezcla por convección vertical dentro del tubo. Así, lo que se observa en el interior de la perforación puede diferir notablemente de lo que existe en los poros del terreno. Sin embargo, en función de la diferencia relativa de densidades $\Delta\rho$ y del diámetro del tubo o perforación, el fenómeno es más o menos rápido. En condiciones favorables se puede ver la estratificación de densidades, aunque alterada. Esto ha sido estudiado experimentalmente por Ronen et al. (1995), que comparan cuantitativamente la alteración de la estratificación por difusión con la que se produce

por convección. La mezcla se puede producir en pocas horas aún con variaciones de la densidad $\Delta\rho \approx 0,0001$ e incluso 0,00003, lo que puede afectar a la realización e interpretación de ensayos de trazado (Istok y Humphrey, 1993). Los flujos verticales pueden ser laminares o turbulentos, según las condiciones hidráulicas y el diámetro de la perforación. Las velocidades verticales pueden llegar a ser del orden de 1 m/hora.

Las variaciones de salinidad en el medio pueden seguirse dejando una serie de electrodos a lo largo de un sondeo, que luego se rellena; se mide la resistencia respecto a un electrodo fijo superior (Poulsen et al., 2010; FAO, 1997), como muestra la Figura 5.6.7. Los electrodos deben ser no polarizables. La medida se hace en superficie en un cabezal. Se puede adicionar un dispositivo para la conmutación automática y así obtener la secuencia de mediciones. No es un dispositivo común y hay poca experiencia publicada sobre su aplicación, aunque es atractivo para investigación y para el control de la operación de dispositivos de extracción en situaciones de salinidad estratificada.

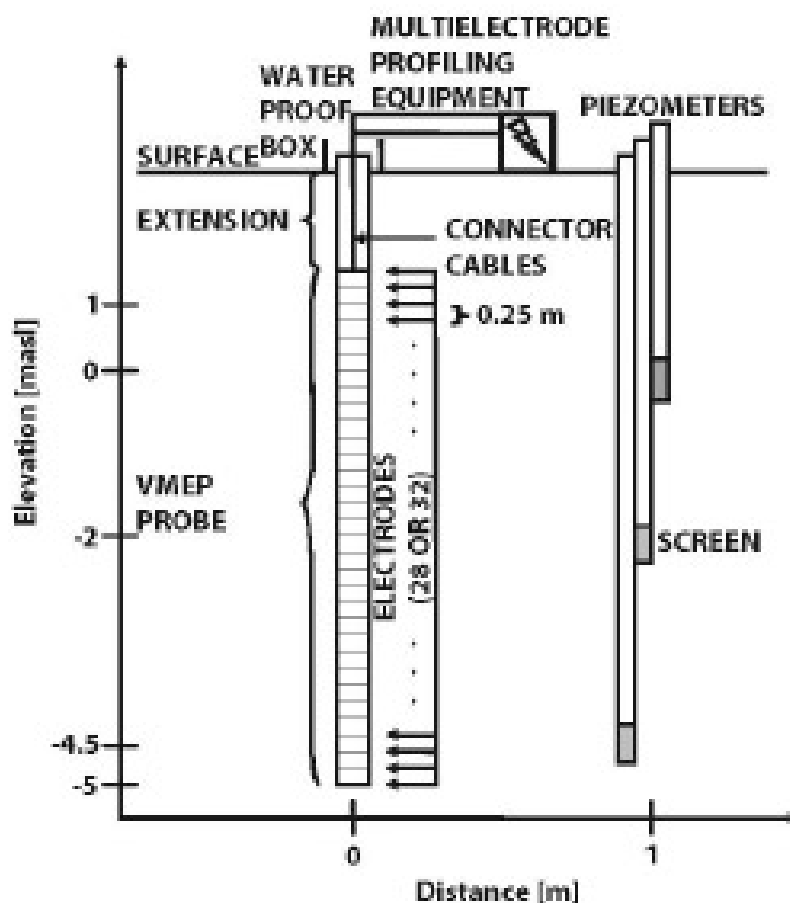


Figura 2.6.7 Instalación permanente de electrodos en un sondeo para observar las variaciones de salinidad a lo largo del tiempo (Poulsen et al., 2010).

2.6.7 Muestreo del agua subterránea

La forma más directa de determinar la posición de la interfaz o de la zona de mezcla en un determinado acuífero es mediante análisis químicos de muestras de agua tomadas a diferentes profundidades. Para ello se precisa disponer de una serie de sondeos o pozos con zonas abiertas cortas, aisladas y situadas a diferentes profundidades. Si la zona abierta es larga en comparación con el espesor del acuífero, hay que comprobar que no existen flujos verticales que alteren la estratificación de salinidad del agua dentro sondeo cuando está en reposo. Si la muestra se toma por bombeo, representa una mezcla de agua de diferentes niveles.

La toma de muestras se puede efectuar con un tomamuestras o bien por bombeo de corta duración en sondeos de rejilla corta. Si es factible, este último procedimiento es el más recomendable ya que es la mejor garantía de que la muestra representa a la porción de acuífero ensayada. Si el piezómetro no está bien construido y el potencial del acuífero es inferior al de otros acuíferos superiores, en los alrededores de la rejilla puede encontrarse un agua infiltrada a lo largo de las paredes del tubo, de modo que la muestra no representa al agua subterránea del punto muestreado.

Es importante asegurarse de que el agua que se muestrea representa a la del acuífero, en especial cuando se utiliza un tomamuestras, provocando previamente una renovación con extracción de un cierto volumen de agua.

En ocasiones, los fluidos utilizados en la perforación pueden persistir un largo tiempo, en especial si el proceso de limpieza tras la construcción ha sido insuficiente por los pequeños caudales extraíbles a causa del corto tramo abierto en tramos de baja permeabilidad. Con frecuencia se requiere una cuidadosa construcción que limite el uso de agua y de aditivos.

Los pozos costeros que funcionan habitualmente pueden presentar salinidades elevadas por formación de un cono de agua salada local. Esto sólo indica la existencia de agua salina en la base del acuífero, pero a profundidad desconocida.

Los sondeos para determinar la variación de cloruros en profundidad suelen tener grava y arena en los tramos abiertos y bentonita o bentonita–cemento en los tramos a aislar. El uso de cemento tiene el inconveniente de afectar de forma prolongada a la química del agua, además de que el calor de fraguado puede

afectar a entubados de plástico y favorecer convección dentro del tubo. La construcción requiere algunos cuidados a fin de evitar que en zonas con notables gradientes verticales la zona seleccionada reciba agua de otros niveles de mayor potencial, como puede suceder en zonas con bombeos intensos.

En zonas poco permeables es difícil obtener muestras del agua de las mismas. Estas pueden obtenerse de testigos de la formación, pero hay que tomar precauciones para asegurar que no hay contaminación por otras aguas. El agua puede ser extraída de estos testigos por medio de un filtro prensa (Luszczynski, 1961b), pero el método no es siempre eficaz. Si la muestra es pequeña o muy poco porosa, puede procederse a extraer el agua por centrifugación. También puede lavarse la muestra con un volumen conocido de agua destilada hasta conseguir una concentración constante (Swarzenski, 1959), aunque hay que conocer con precisión la porosidad y grado de saturación de la muestra. En general, los resultados obtenidos son satisfactorios. Es el método más sencillo pero limitado a componentes conservativos no sorbidos. En la Figura 2.6.8 se muestra un ejemplo correspondiente al delta del río Llobregat; las muestras de terreno se tomaron sucesivamente mediante la hincia del tubo saca-testigos, incorporando en su interior un tubo de plástico que recibía la muestra a presión y sin contacto con el fluido en la perforación.

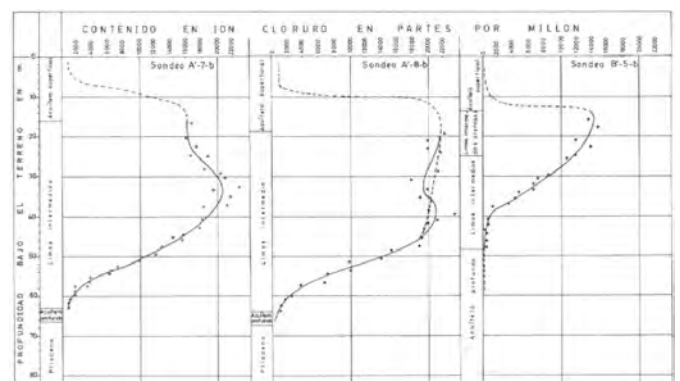


Figura 2.6.8 Perfiles de contenido en cloruro de los sedimentos deltaicos saturados del delta del Llobregat obtenidos de testigos de terreno sin contacto con el fluido de perforación. El contenido en Cl se ha determinado tras medir el contenido de agua de cada porción de testigo y su dilución posterior en un cierto volumen de agua con contenido en Cl conocido (Custodio, et al., 1971).

2.6.8 Registros geofísicos en sondeos

Puede evitarse la toma de muestras de agua dentro de una perforación efectuando un registro vertical de salinidad con una célula de conductividad eléctrica sumergible calibrada. Sólo tienen significado los valores medidos en la zona abierta o filtrante. El resto del pozo o sondeo puede contener agua procedente de bombes anteriores, inyectada en ensayos, etc.,

la cual puede permanecer allí durante mucho tiempo, o llegada por flujos verticales dentro del sondeo. Los datos del tramo final del sondeo pueden estar a veces falseados por lodos o por acumularse allí las aguas más salinas (más densas). En la Figura 2.6.9 se muestra un caso con la disposición equivalente de interfaz brusca y los valores que pueden deducirse.

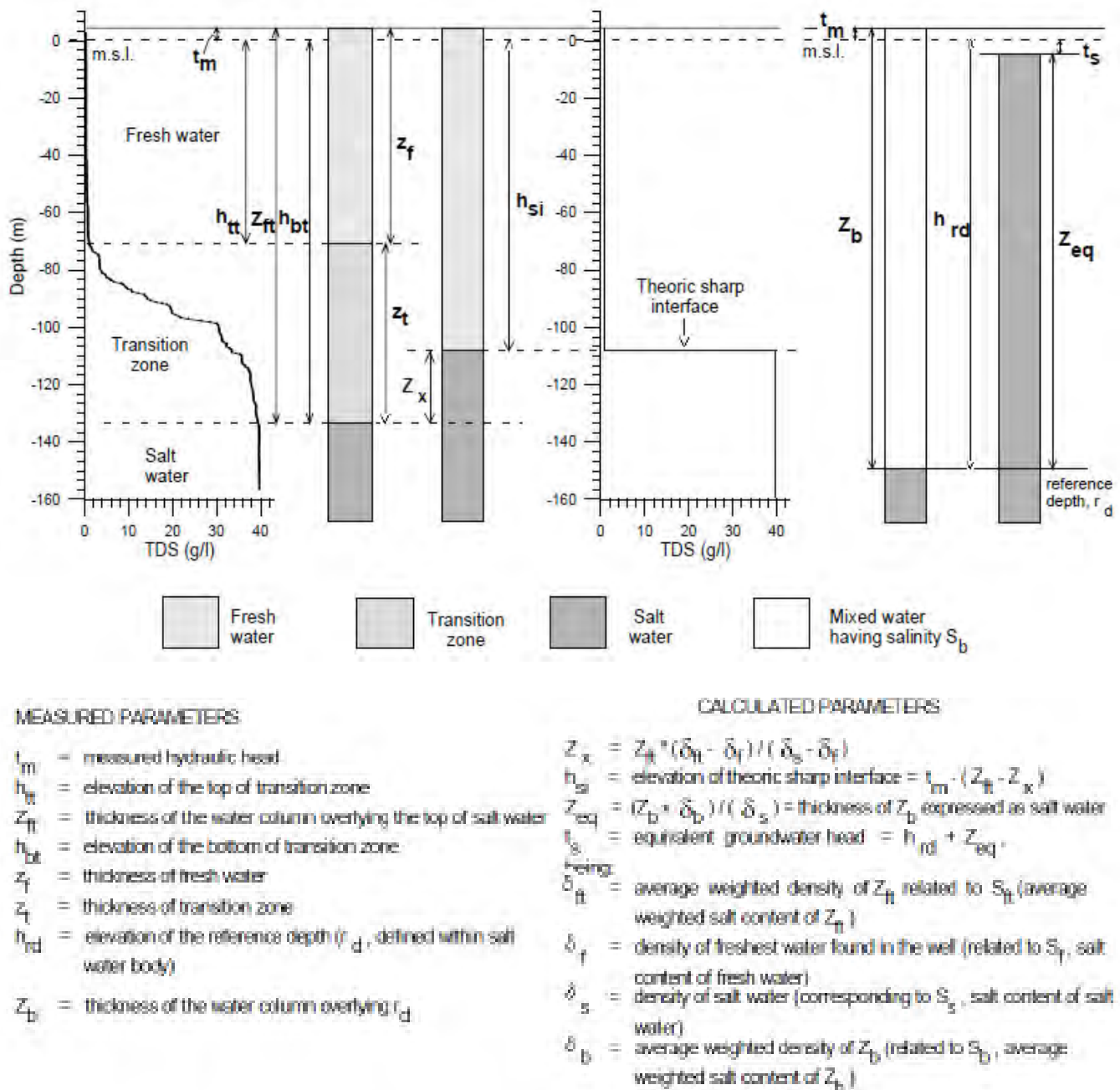


Figura 2.6.9 Nivel de agua y registro (testificación) de conductividad eléctrica en una perforación y magnitudes que pueden deducirse.

Se puede determinar con precisión la conductividad eléctrica del agua dulce o salobre, pero es más difícil hacerlo con aguas saladas si no se usa una sonda apropiada y se la calibra regularmente. La medida de la conductividad eléctrica puede hacerse en continuo y adaptar un dispositivo para determinar la profundidad de un valor de la salinidad predeterminado. La precisión es normalmente mejor que el 1% del rango total, aunque depende del estado y buena conservación de los electrodos.

Es común que la sonda de conductividad tenga también un sensor de temperatura, de modo que se registran las dos magnitudes, que son complementarias y ayudan a una mejor interpretación. Actualmente se pueden efectuar registros térmicos en pozos con sensibilidad y precisión mejor que $\pm 0,1^\circ\text{C}$; existe instrumentación capaz de hasta $\pm 0,01^\circ\text{C}$.

Los registros verticales de conductividad eléctrica en sondeos en acuíferos costeros en ocasiones muestran un claro límite entre agua dulce y agua salada. Su profundidad no necesariamente indica la posición de

la interfaz o una zona de mezcla bien definida en el acuífero, ya que es el resultado de los posibles flujos verticales dentro la perforación (Custodio, 1995b). No es raro que también refleje la existencia de niveles más permeables entre otros menos permeables. La Figura 2.6.10 muestra los cambios en el perfil de conductividad eléctrica y de la temperatura de una perforación a lo largo del tiempo. Muchas veces, más que indicar cambios de la estratificación de la salinidad en el acuífero muestran cambios en la distribución de potenciales hidráulicos a lo largo de la perforación. Estos cambios de potencial modifican la distribución del agua dentro de la perforación, la cual puede además estar afectada por efectos de flotación. La Figura 2.6.11 muestra una situación más compleja en una perforación con un tramo ranurado largo y la parte final sin entubar. Se establecen flujos verticales entre las distintas formaciones atravesadas, de modo que el perfil obtenido no representa al agua en el acuífero, pero cuyo estudio informa sobre la probable distribución de salinidades en el acuífero y de las variaciones de los potenciales hidráulicos.

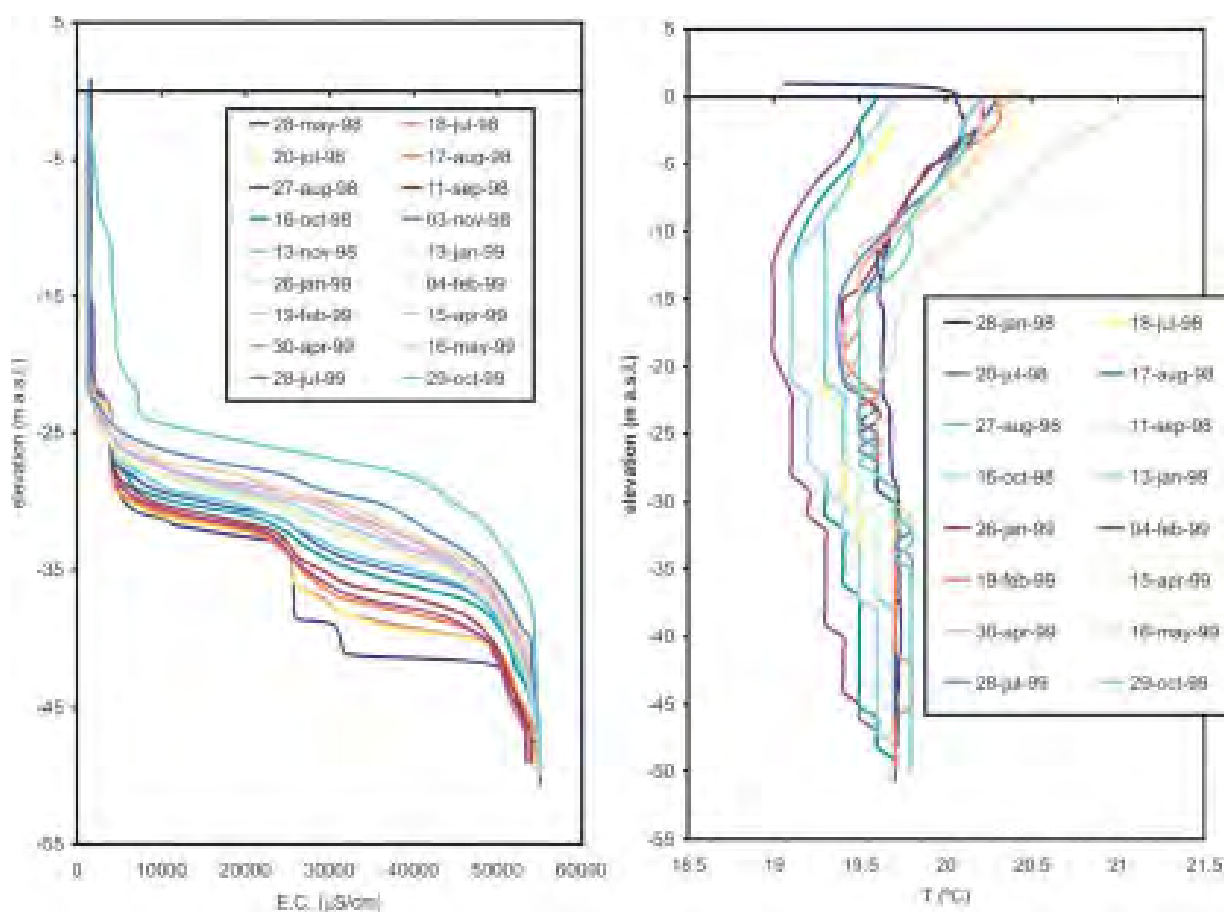


Figura 2.6.10 Cambios en el perfil de conductividad eléctrica y de la temperatura de una perforación en el delta del río Andarax (Almería) a lo largo del tiempo (Guhl et al., 2003; Jorreto et al, 2005)

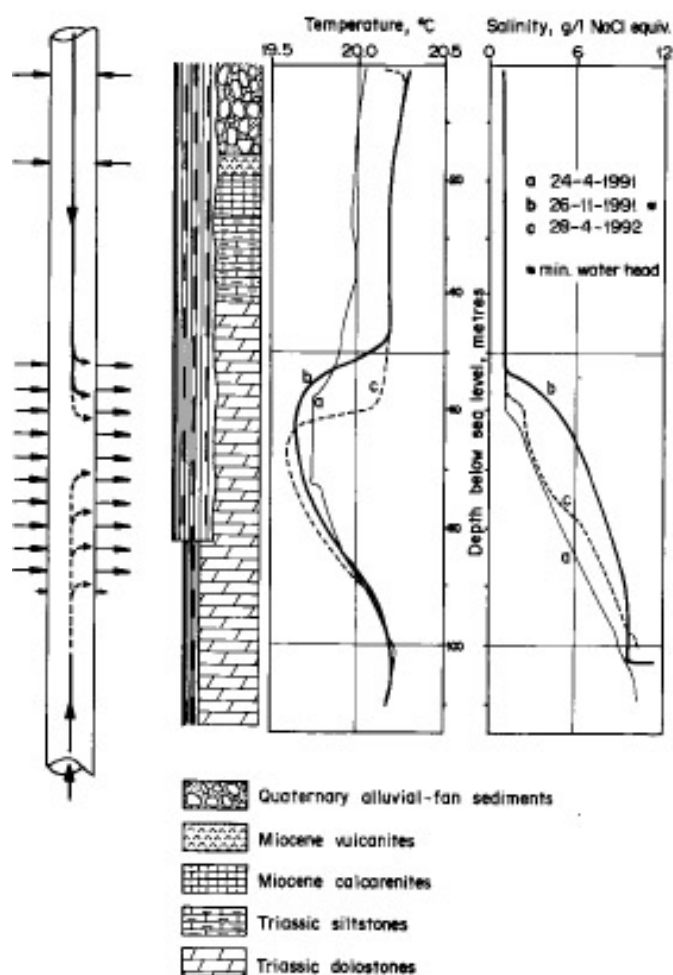


Figura 2.6.11 Perfiles de temperatura y conductividad eléctrica en una perforación en el Campo de Dalías–Sierra de Gádor (Almería), con un tramo ranurado largo y la parte final sin entubar. Se establecen flujos verticales entre las distintas formaciones atravesadas. El perfil obtenido no representa al agua en el acuífero. Su estudio informa sobre la probable distribución en el acuífero y de las variaciones de los potenciales hidráulicos (Domínguez y Custodio, 1992)

En un acuífero costero, al ser el flujo de agua salada menor que el del agua dulce, el gradiente geotérmico vertical regional (en general próximo a 30 °C/km) se observa bien en la parte salada, mientras que es menor por encima de la interfaz al estar el terreno atemperado por el flujo del agua continental (Taniguchi, 2000). Esto permite determinar la posición de la zona de mezcla, si esta está bien definida y no hay flujo a lo largo del sondeo.

Si durante la construcción de un pozo o justo al concluirlo se efectúa una testificación (registro o diagráfia) eléctrica, pueden determinarse aproximadamente los límites de las zonas de agua salada si se conoce la litología. Cuando la resistividad decrece gradualmente sin un cambio litológico que lo justifique, es posible que el agua en el acuífero sea cada vez más salina. En general es útil la testificación (registro) de resistividad (conductividad) y potencial espontáneo, que puede ir acompañada del registro de radiación gamma natural (Chapelier, 1987; Keys y McCary, 1971; Ramalho et al., 2009; Tulipano, 2004). Los dos primeros registros son los que determinan la salinidad y precisan que el sondeo esté sin revestir.

Si el sondeo está entubado con plástico (en general PVC, cloruro de polivinilo) y está ranurado o con rejilla en toda su longitud, puede efectuarse periódicamente un registro de resistencia eléctrica entre el electrodo que desciende por la perforación y un electrodo de referencia fijo. El tubo añade una resistencia adicional que es constante de una experiencia a otra. En este caso, la alteración de la estratificación del agua dentro del tubo por corrientes verticales es de importancia secundaria (Debuissou y Mousu, 1967; Debuissou, 1970).

Un registro vertical de presión del fluido puede indicar la posición en la vertical de la interfaz o zona de mezcla, ya que el paso de una menor densidad a otra de mayor densidad supone un cambio en el gradiente vertical de la presión (Kim et al., 2007), aunque la distribución vertical de densidades puede estar perturbada por el sondeo, como se ha comentado anteriormente.

2.6.9 Observación y control

La observación y el control de los acuíferos costeros tienen los mismos requisitos y responden a los mismos principios que se aplican a los acuíferos en general (Candela et al., 1988; Everett, 1980). Ha de ser suficiente y proporcionada a la importancia de lo

que se quiere observar y controlar. Pero en los acuíferos costeros, si su valor lo justifica, esta observación y control se ha de hacer con mayor detalle (Custodio, 1997), dado que la intrusión marina tiene en general un desarrollo localizado, el cual además cambia con

el tiempo si se trata de acciones inducidas antrópicamente. La medición de niveles requiere conocer además la salinidad del agua que llena el piezómetro. Las muestras de agua para conocer la salinidad han de estar bien localizadas en el espacio y en profundidad y hacerse de modo que sean representativas de lo que se quiere observar. Lo que generalmente se quiere observar es la presencia de agua marina o mezclada y sus cambios en el tiempo.

Es importante observar indirectamente y controlar la profundidad de la interfaz o de la zona de mezcla. No es sencillo. Con frecuencia esa distribución en el acuífero no coincide con lo que se observa en el interior de sondeos abiertos en un tramo largo (Kohout, 1980; Izbicki et al, 2005; Levanon et al., 2013, Custodio, 1995b). En algunas ocasiones se puede seguir el movimiento de la interfaz dejando instalados permanentemente electrodos y midiendo la resistividad periódicamente. Otras veces puede procederse a efectuar una perforación y colocar electrodos a diferentes profundidades; posteriormente se rellena el pozo, colocando material permeable donde están los electrodos. Con medidas periódicas es posible determinar la variación de la salinidad a las diferentes profundidades de los electrodos.

En estudios en acuíferos costeros conviene tomar muestras, efectuar registros de salinidad y medir niveles con frecuencia. Es difícil fijar a priori esa frecuencia.

En principio es más elevada en acuíferos sometidos a explotación intensiva y grandes variaciones piezométricas. Al fijar un programa de toma de muestras o de registros hay que tener en cuenta que entre operación y operación es preciso dejar transcurrir el tiempo necesario para que se restablezca la estratificación salina o se renueve el agua.

Como norma muy general y variable según lugares, circunstancias, importancia y posibilidades, los niveles deberían medirse en sondeos seleccionados o especialmente contruidos de 1 a 4 veces al mes; en lugares con variaciones importantes y rápidas conviene hacerlo instrumentalmente; en los pozos de explotación la medida debe ser diaria a semanal. La toma de muestras y registros en los sondeos deben realizarse de 1 a 6 veces al año y en los pozos debe analizarse al menos semanalmente el agua extraída, aunque sólo sea para determinar la conductividad eléctrica y en lo posible el contenido en cloruros, con uno o dos análisis químicos básicos completos anuales.

Algunas medidas son automatizables, como el nivel, la conductividad eléctrica y la temperatura a una cierta profundidad o a la salida de dispositivos de extracción. Pero muchas tareas requieren actuaciones de campo mediante personal entrenado y con dispositivos de medida adecuados.

2.7 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no

del todo ajustadas y errores, que se espera que sea pocos y que en todo caso son sólo responsabilidad del redactor.

José Miguel Andreu Rodes, Universitat d'Alacant
Nuria Boluda Botella, Universitat d'Alacant

2.8 Referencias

Abarca, E., Carrera, J., Held, R., Sánchez-Vila, X., Dentz, M., Kinzelbach, W., Vázquez-Suñe, E. (2004). Effective dispersion in seawater intrusion through heterogeneous aquifers. 18th SWIM, Cartagena: 49–61.

Abarca, E., Carrera, J., Sánchez-Vila, X., Voss, C.I. (2007a). Quasi-horizontal circulation cells in 3D seawater intrusion. J.Hydrol., 339: 118–129.

- Abarca, E., Carrera, J., Sanchez–Vila, X. y Dentz, M. (2007b). Anisotropic dispersive Henry problem. *Ad.Water Resources*, 30 (4), 913–926.
- Abarca, E., Clement, T.P. (2009). A novel approach for characterizing the mixing zone of a saltwater wedge. *Geophysical Research Letters*, 36(6), L06402.
- Abdul Nassir, S.S., Loke, M.H., Lee, C.Y., Nawawi, M.N.M. (2000). Salt–water intrusion mapping by geoelectrical imaging surveys. *Geophysical Prospecting*, 48: 647–661.
- Ackermann, N.L., Chang, Y.Y. (1971). Salt water interface during ground–water pumping. *Proc. Am. Soc. Civil Engineers, J. Hydraulics Division*. HY 2: 223–232.
- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2004). Use of the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in some coastal aquifers of Spain. 18th SWIM, Cartagena: 481–497.
- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2007). Recarga por la lluvia a los acuíferos costeros españoles mediante balance de cloruro en el suelo. III TIAC, Almería. SHAS. I: 855–870.
- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *J.Hydrol.*, 359: 189–207.
- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2014). Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. *Hydrol. Proc.*, 28: 218–236.
- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2015). Natural uncertainty of spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance in continental Spain. *J. Hydrol.*, 524: 642–661.
- Alcolea, A., Castro, E., Barbieri, M., Carrera, J., Bea, S. (2007). Inverse modelling of coastal aquifers using tidal response and hydraulic tests. *Ground Water*, 45(6): 711–722.
- Allison, M., Yuill, B., Törnqvist, T. et al. (2016). Global risks and research priorities for coastal subsidence, *Eos*, 97, doi:10.1029/2016EO055013.
- Andersen, M., Nyvang, V., Jakobsen, R., Postma, D. (2005). Geochemical processes and solute transport at the seawater/freshwater interface of a sandy aquifer. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69: 3979–3994.
- Andreo, B., Vías, J.M., López–Geta, J.A., Carrasco, F., Durán, J.J., Jiménez, P. (2004). Propuesta metodológica para la estimación de la recarga en acuíferos carbonáticos. *Bol. Geol. Minero*, 115(2): 177–186.
- Andreo, B., Vías, J., Durán, J.J., Jiménez, P., López–Geta, J.A., Carrasco, F. (2008). Methodology for groundwater recharge assessment in carbonate aquifers: application to pilot sites in southern Spain. *Hydrogeol. J.*, 16: 911–925.
- Antonsson, A., Nguyen, F., Engesgaard, P., Kemna, A. (2006). Constraining a 2D density–dependent saltwater intrusion model using electrical imaging data. In *Proceedings XVI Computational Methods in Water Resources*, Copenhagen. GF
- Appelo, C.A.J., Willemssen, A., Beekman, H.E., Griffioen, J. (1990). Geochemical calculations and observations on salt water intrusions, II: Validation of a geochemical transportmodel with column experiments. *J. Hydrol.*, 120: 225–250.
- Appelo, C.A.J. (1994a). Cation and proton exchange, pH variations and carbonate reactions in a freshening aquifer. *Water Resources Res.*, 30: 2793–2805.

- Appelo, C.A.J. (1994b). Some calculations on multicomponent transport with cation–exchange in aquifers. *Ground Water*, 32(6): 968–975.
- Appelo, C.A.J.; Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2nd edn. Balkema: 1–649.
- Aquilina, L., Emblanch, C., Fidelibus, M.D., Zuppi, G.M. (2004). Geochemical diagénesis of rock and groundwaters in karstic coastal aquifers. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 157–170.
- Aracil Ávila, E.; Maruri Brouard, U.; Vallés Iriso, J.; Porres Benito, J.A.; Espinosa González, A.B.; Ibáñez García, S.; Martínez Pagán, P. (2004). Electrical resistivity tomography as a technique for studying and modelling saline water intrusion. 18th SWIM, Cartagena: 341–351.
- Araguás, L.J. (2003). Identification of the mechanisms and origin of salinization of groundwater in coastal aquifers by isotope techniques. II TIAC, Alicante. SHAS. I: 365–371.
- Arfib, B. (2001). Étude des circulations d'eaux souterraines en aquifères karstiques côtiers: observations et modélisation de la source saumâtre Almyros d'Héraklion, Crète (Grèce). Thèse de doctorat. Université de Paris 6: 1–343.
- Arfib, B., de Marsily, G. (2004). Modeling the salinity of an island coastal brackish karstic spring with a conduit–matrix model. *Water Resources Res.*, 40, doi: 10.1029/2004WR003147.
- Arfib, B., Bonacci, O. (2004). Particular aspects of discharge in coastal karstic aquifers. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 85–94.
- Arfib, B., Cavalera, T., Gilli, E. (2006). Influence de l'hydrodynamique sur l'intrusion saline en aquifère karstique côtier. *Comptes Rendus Geoscience*, 338: 757–767.
- Arfib, B., de Marsily, G. (2007). Locating the zone of saline intrusion in a karst aquifer using springflow data. *Ground Water*, 45(1): 28–35.
- Ataie–Ashtiani, B., Volker, R.E., Lockington, D.A. (1999). Tidal effects on sea water intrusion in unconfined aquifers. *J.Hydrol.*, 216: 17–31.
- Attwa, M., Gmail, K.S., Eleraki, M. (2016). Use of salinity and resistivity measurements to study the coastal aquifer salinization in a semi–arid region: a case study in northeast Nile Delta, Egypt. *Environ. Earth Sci.*, 75: 784.
- Audra, P.; Mocochain, L.; Camus, H.; Gilli, E.; Clauzon, G.; Bigot, J.–Y. (2004). The effect of the Messinian Deep Stage on karst development around the Mediterranean Sea. Examples from southern France. *Geodinamica Acta*, 17(6): 389–400.
- Aunay, B., Duvail, C., Le Strat, P., Dörfliger, N., Lachassagne, P., Pistre, S. (2004). Importance of a high resolution lithological and geometrical knowledge for mediterranean coastal sedimentary aquifers management: Application to the Roussillon basin, South of France. 18th SWIM, Cartagena: 259–271.
- Bach, J., Trilla, J., Linares, R. (2000). Impacts of natural transport in a coastal Mediterranean environment. In: Marchetti & Rivas, *Geomorphology and Environmental Impact assessment*. Balkema: 113–122.
- Bache, F., Olivet, J.L., Gorini, C., Rabineau, M., Baztan J., Aslanian, D., Suc J.P. (2009). Messinian erosional and salinity crises: View from the Provence Basin (Gulf of Lions, Western Mediterranean). *Earth and Planetary Science Letters*, 286(1–2): 139–157.

- Bachu, S. (1995). Flow of variable–density formation water in deep sloping aquifers: review of methods of representation with case studies. *J. Hydrol.*, 164:19.38.
- Back, W., Hanshaw, B.B. (1965). Chemical geohydrology. *Advances in Hydrosience* (ed. Ven té Chow), Academic Press. 2: 49–109.
- Back, W., Hanshaw, B.B., Pyle, T.E., Plummer, L.N. y Weidie, A.E. (1979): Geochemical significance of groundwater discharge and carbonate solution to the formation of Caleta Xel Ha, Quintana Roo, Mexico. *Water Resour. Res.*, 15(6): 1521–1535.
- Back, W., Hanshaw, B.B., Van Driel, J.N. (1984). Role of groundwater in shaping the Eastern Coastline of the Yucatan Peninsula, Mexico. In: LaFleur R.G. (Ed.) *Groundwater as a Geomorphic Agent*. Boston, A, Allen & Unwin Inc., 281–293.
- Back, W., Hanshaw, B.B., Herman, J.S., Van Driel, J.N. (1986). Differential dissolution of Pleistocene reef in the groundwater mixing zone of coastal Yucatan, Mexico. *Geology*, 14(2): 137–140.
- Badon Ghijben, W. (1889). Nota in verband met de voorgenomen putboing nabij Amsterdam [Notas sobre los resultados probables results de un pozo perforado propuesto cerca de Amsterdam]. *Tijdschrift het koninklijk Instituut voor Ingenieurs*, The Hague: 8–22.
- Bakalowicz, M., Fleury, P., Dörfliger, N., Seidel, J–J. 2003a. Coastal karst aquifers in Mediterranean regions: An interesting ground water resource in complex aquifers. II TIAC, Alicante.
- Bakalowicz, M., Fleury, P., Jouvencel, B., Promé, J–J., Becker, P., Carlin, Th., Dörfliger, N., Seidel, J–J., Seregent, Ph. 2003b. Coastal karst aquifers in Mediterranean regions: A methodology for exploring, exploiting and monitoring submarine springs. II TIAC, Alicante.
- Bakalowicz, M., El Hakim, M., El–Hajj A. (2008). Karst groundwater resources in the countries of Eastern Mediterranean: the example of Lebanon. *Environmental Geology*, 54: 597–604.
- Bakker, M. (2006). Analytic solutions for interface flow in combined confined and semiconfined, coastal aquifers. *Ad.Water Resources*, 29, 417–425.
- Banks, W.S.L. (1996). Using thermal–infrared imagery to delineate ground–water discharge. *Ground Water*, 34: 434–443.
- Barbieri, Mr., Barbieri, Mz., Fidelibus, M.D., Morotti, M., Sappa, G., Tulipano, L. (1998). First results of isotopic ratio $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ in the characterization of seawater intrusion in the coastal karstic aquifer of Murgia (Southern Italy). 15th SWIM, Ghent. *Natuurwet. Tijdschr.*, 79: 132–139.
- Barlow, P.M. (2003). Ground water in fresh water–salt water environments of the Atlantic Coast. U.S. Geological Survey circular 1262: 1–121.
- Barlow, P.M., Reichard, E.G. (2010). Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeol. J.*, 18: 247–260.
- Bauer–Gottwein, P., Gondwe, B.R.N., Charvet, G., Merediz Alonso, G. (2011). The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeol. J.*, 19(3): 507–524.
- Bayari, C.S., Ozyurt, N.N., Oztan, M., Bastanlar, Y., Varinlioglu, G., Koyoncu, H., Ulkendi, H., Hamarat, S. (2011). Submarine and coastal karstic groundwater discharges along the southwestern Mediterranean coast of Turkey. *Hydrogeol. J.*, 19: 399–414.

- Bear, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media. Elsevier Environ. Sci. Series: 1–764.
- Bear, J. (1979). Hydraulics of groundwater. McGraw–Hill, New York: 1–569.
- Bear, J. (2007). Seawater intrusion in coastal aquifers. III TIAC, Almería. SHAS, I: 3–22.
- Bear, J., Dagan, G. (1964a). Some exact solutions of interface problems by means of the hodograph method. J. Geophysical Res., 69(8): 1563–1572.
- Bear, J., Dagan, G. (1964b). Moving interface in coastal aquifers. J. Hydraulics Division. ASCE, 90 (HY4): 193–216.
- Bear, J., Kapuler, I. (1981). A numerical solution for the movement of an interface in a layered coastal aquifer. J. Hydrol., 50: 273–298.
- Bear, J., Cheng, A.H.D.; Sorek, S.; Ouazar, D.; Herrera, I. (1999). Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices. Kluwer: 1–640.
- Beekman, H.E.; Appelo, C.A.J. (1990). Ion chromatography of fresh– and salt–water displacement: laboratory experiments and multicomponent transport modelling. J. Contaminant Hydrol., 7: 21–37.
- Benson, D.A.; Carey, A.E.; Wheatcraft, S.W. (1998). Numerical advective flux in highly variable velocity fields exemplified by saltwater intrusion. J. Contaminant Hydrol., 34: 207–233.
- Biondić, B., Gunay, G., Marinos, P., Panagopoulos, A., Potié, L., Sappa, G., Stefanon, A. (2004). Protection and remediation practices. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 228–234.
- Blavoux, B., E. Gilli, C. Rousset (2004). Alimentation et origine de la salinité de la source sous–marine de Port–Miou (Marseille–Cassis); principale emergence d’un réseau karstique hérité du Messinien. Comptes Rendus Geosciences, 336: 523–533.
- Bobba, A.G. (1993). Mathematical models for saltwater intrusion in coastal aquifers. Water Resour. Manag., 7:3–37.
- Boluda Botella, N. (1994). Estudio hidrogeoquímico de la intrusión marina: simulación experimental y desarrollo de un modelo teórico. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- Boluda–Botella, N., Gomis–Yagües, V., Ruiz–Beviá, F., Saquete–Ferrándiz, M.D. (2004). Gypsum precipitation/dissolution during sewer intrusion. 18th SWIM, Cartagena: 511–519.
- Boluda–Botella, N., Gomis–Yagües, V., Ruiz–Beviá, F. (2008). Influence of transport parameters and chemical properties of the sediment in experiments to measure reactive transport in seawater intrusion. J. Hydrol, 357: 29–41.
- Bonacci, O., Roje–Bonnaci, T. (1997). Sea water intrusion in coastal karst springs: example of the Blaz Spring (Croatia). Hydrol. Sci. J., 42: 89–100.
- Bond, D.C. (1973). Deduction of flow patterns in variable–density aquifers from pressure and water–level observations. Symposium on Underground Waste Management and Artificial Recharge. New Orleans. Am. Assoc. Petrol. Geologists–US Geol. Survey, AISH: 357–378.
- Bosch, X., Custodio, E., Pascual, M. (1990). Geochemical reactions mixing in carbonate coastal aquifers, Catalonia, Spain. Selected Papers on Hydrogeology 1, IAH. Heise: 147–159.

- Bosch, X., Custodio, E. (1991). Procesos de karstificación en la zona no saturada y en la zona de mezcla de agua dulce–agua salada en formaciones carbonáticas: área costera de Vandellós (Tarragona). *Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva*. CIHS/CIMNE. Barcelona. 229–283.
- Bosch, X., Custodio, E. (1992). Dissolution processes in the freshwater–saltwater mixing zone in carbonate sediments: the Cala Jostell area (Vandellós, Tarragona). *12th SWIM*, Barcelona: 229–243.
- Boussineq, J. (1903). Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le débit des sources. *C. R. H. Acad. J. Math. Pures et Appliquées*, 10, 5–78.
- Bower, J.W., Motz, L.H., Durden, D.W. (1999). Analytical solution for determining the critical condition of saltwater upconing in a leaky artesian aquifer. *J. Hydrol.*, 221: 43–53.
- Braithwaite, F. (1855). On the infiltration of salt water into the springs of wells under London and Liverpool. *Proc. Inst. Civil Engin., London*, 14: 507–523.
- Bruggeman, G.A. (1975). Analytical treatment of moving fronts in two– and three–dimensional groundwater flow. In: W. de Breuck (ed.), *IV SWIM*. Ghent: 59–84.
- Bruggeman, G.A. (1988). Use of pressure generators in solving three–dimensional salt–fresh groundwater problems. *XX SWIM*, Ghent: 227–237.
- Burnett, W.C., Tanaguchi, M., Oberdorfer, J. (2001). Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. *J. Sea Res.*, 46(2): 109–116.
- Burnett, W., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W., Taniguchi, M. (2003). Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66: 3–33.
- Burnett, W., Aggarwal, P., Aureli, A., et al. (2006). Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Sci. Total Env.*, 367: 498–543.
- Cabanes, C., Cazenave, A., Le Prevost C. (2001). Sea level rise during past 40 years from satellite and in situ observations. *Science*, 294: 840–842.
- Cable, J.E., Burna, G.C., Burnett, W.C., Chanton, J.P. (1996). Application of Rn–222 and CH₄ for assessment of groundwater discharge to the coastal ocean. *Limnology and Oceanography*, 41(6): 1347–1353.
- Cabrera, M.C., Custodio, E. (2005). Evolution of groundwater intensive development in the coastal aquifer of Telde (Gran Canaria, Canarian Archipelago, Spain). *Groundwater Intensive Use* (Ed. A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez–Cortina, X. Sánchez–Vila). *AIH Selected Papers 7*, Balkema: 295–306.
- Cai, J., Taute, T., Schneider, M. (2014). Saltwater upconing below a pumping well in an inland aquifer: a theoretical modeling study on testing different scenarios of deep saline–groundwater pathways. *Water Air Soil Pollut.*, 225:2203. doi:[10.1007/s11270-014-2203-7](https://doi.org/10.1007/s11270-014-2203-7).
- Calaforra, J.M (2004). The main coastal karstic aquifers of southern Europe. COST–621 Action “Groundwater management of coastal karstic aquifers”. Brussels.
- Calaforra, J.M., Ballarin, L., Ginés, J., Perleros, V., Tiniakos, L. (2004a). Characterisation of coastal karstic aquifers. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621, Final Report: 23–26.

- Calaforra, J.M.; Ballarin, L.; Ginés, J.; Perleros, V.; Tiniakos, L. (2004b). A proposal of classification of the coastal karst aquifers. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 26–45.
- Cavalera, T., Gilli, E., Mamindy–Pajani, Y., Marnier, N. (2010). Mechanism of salt contamination of karstic springs related to the Messinian deep stage. The speleological model of Port Miou (France). *Geodinamica Acta* 23(1–3): 15–28.
- Candela, L., Gurguí, A., Pascual M. (1988). Aguas subterráneas: instrumentación, medida y toma de muestras. Prensas XXI, Barcelona: 1–378.
- Cantalamesa, G., Di Celma, C. (2005). Sedimentary features of tsunami backwash deposits in a shallow marine Miocene setting: Mejillones Península, northern Chile. *Sediment. Geol.*, 178: 259–273.
- Capilla Romà, J.E., Sahuquillo Herraiz, A., Gómez–Hernández, J. (1995): Flujo subterráneo y trayectorias de partículas en un acuífero confinado con densidad variable espacialmente y régimen estacionario. *HRH*, XIX: 873–887.
- Cardoso da Silva, G.; Bocanegra, E.; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro S. (2010). State of knowledge and management of iberoamerican coastal aquifers with different geo–hydrological settings. *Episodes*, 33(2): 91–101.
- Carrera, J., Vázquez–Suñé, E., Castillo, O., Sánchez–Vila, X. (2004). A methodology to compute mixing ratios with uncertain end–members. *Water Resour. Res.*, 40, W12101: doi:10.1029/2003WR002263.
- Carrera, J., Hidalgo, J.J., Slooten, L.J., Vázquez–Suñé, E. (2010). Computational and conceptual issues in the calibration of seawater intrusion models. *Hydrogeol. J.*, 18(1): 131–145.
- Carrera, J., Pool, M., Abarca, E., Hidalgo, J.J., Slooten, L.J., Vázquez–Suñé, E., Sanz, E., Gámez, D., Alcolea, A. (2011). Principios y conceptos básicos sobre intrusión marina y gestión de acuíferos costeros. En: M.C. Cabrera, L.J. Lam-bán, M. Manzano, M. Valverde (eds.), *Cuatro Décadas de Investigación y Formación en Aguas Subterráneas: Libro Homenaje al Profesor Emilio Custodio*. AIH–GE: 215–228.
- Catuneanu, O. (2005). Principles of sequence stratigraphy. Elsevier: 1–375.
- Catuneanu, O., Abreu, V., Bhattacharya, J.P., Blum, M.D., Dalrymple, R.W., Eriksson, P.G., Fielding, C.R.; Fisher, W.L., Galloway, W.E., Gibling, M.R., Giles, K.A., Holbrook, J.M., Jordan, R., Kendall, C.G.St.C., Macurda, B., Martinsen, O.J., Miall, A.D., Neal, J.E., Nummedal, D., Pomar, L., Posamentier, H.W., Pratt, B.R., Sarg, J.F., Shanley, K.W., Steel, R.J., Strasser, A., Tucker, M.E., Winker, C. (2009). Towards the standardization of sequence stratigraphy. *Earth and Atmospheric Sciences*. Paper 238.
<http://digitalcommons.unl.edu/geosciencefacpub/238>
- Cazenave, M., Nerem, R.S. (2004). Present–day sea level change: observations and measures. *Rev. Geophys.* 42: 1–20.
- Chandler, R.L., McWhorter, D.B. (1975). Upconing of the salt water–fresh water interface beneath a pumping well. *Ground Water*, 13(4): 354–359.
- Chang, S.W., Clement, T.P., Simpson, M.J., Lee, K.K. (2011). Does sea–level rise have an impact on seawater intrusion? *Ad. Water Resour.*, 34(10): 1283–1291.
- Chang, S.W., Clement, T.P. (2012). Experimental and numerical investigation of saltwater intrusion in flux–controlled groundwater systems. *Water Resour. Res.*, 48, W09527, doi: 10.1029/2012WR012134.

- Chapelle, F.H., McMahon, P.B. (1991). Geochemistry of dissolved inorganic carbon in a Coastal Plain aquifer. 1. Sulfate from confining beds as an oxidant in microbial CO₂ production. *J. Hydrol.*, 127: 85–108.
- Chapelier, D. (1987). *Diagraphies appliquées à l'hydrologie*. Tec. & Doc. Lavoisier. Paris: 1–165.
- Chesnaux, R., Molson, J.W., Chapuis, R.P. (2005). An analytical solution for ground water transit time through unconfined aquifers. *Groundwater*, 43(4): 511–517.
- Chesnaux, R., Allen, D.M. (2008). Ground water travel times for unconfined aquifers bounded by freshwater or seawater. *Hydrogeol. J.*, 16(3): 437–445.
- Civita, M., Coccozza, T., Cuccu, L., Forti, P., Perna, G. (1990). Evoluzione inversa de un karst dell'Iglesiente (Sardegna Sud Occidentale). *Tai XV Congr. Naz. Speleol, Castellano Grotte*: 301.317.
- Clark, P.U., Mix, A.C., Bard, E. (2001). Ice sheets and sea level of the last glacial maximum. *Eos*, 82(22): 241, 246–247.
- Clauzon, G. (1990). Restitution de l'évolution géodynamique néogène du bassin du Roussillon et de la unité adjacente des Corbières d'après les données écostratigraphiques et paléogéographiques. *Paléobiologie Continentale*, XVII: 125–155.
- Clauzon, G., Aguilar, J.P., Michaux, J. (1987). Le bassin pliocène du Roussillon (Pyrénées–Orientales, France): exemple d'évolution géodynamique d'une ria méditerranéenne consécutive à la crise de salinité messinienne. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 304, II(11): 585–590.
- Clauzon, G., Rubino, J.L., Savoye, B. (1995). Marine Pliocene Gilbert–type fan deltas along the French Mediterranean coast. A typical infill feature of preexisting subaerial Messinian canyons. 16th IAS Regional Meeting of Sedimentology, 5ème Congrès Français de Sedimentologie, Field Trip Guide Book, Publ. ASF, Paris, 23: 145–222.
- Coetsiers, M., Van Camp, M., Walraevens, K. (2004). Influence of the former marine conditions on groundwater quality in the neogene phreatic aquifers, Flanders. 18th SWIM, Cartagena: 499–509.
- Cohen, D., Person, M., Wang, P., Gable, C.W., Hutchinson, D., Marksamer, A., Dugan, B., Kooi, H., Groen, K., Lizarralde, D., Evans, P.L., Day–Lewis, F.D., Lane, J.W.Jr. (2010) Origin and extent of fresh paleowaters on the Atlantic Continental Shelf, USA. *Ground Water*, 48(1): 143–158.
- Collins, M.A., Gelhar, L.W. (1971). Seawater intrusion in layered aquifers. *Water Resour. Res.*, 7(4): 971–979.
- Cooper, H.H. (1959). A hypothesis concerning the dynamic balance of fresh water and salt water in a coastal aquifer. *J. Geophys. Res.*, 64(4): 461–467.
- Cooper, H.H. Jr., Kohout, F.A., Henry, H.R., Glover, R.E. (1964). Sea water in coastal aquifers. U.S. Geol. Survey, Water–Supply Paper 163–C: 1–84.
- Cortés, J.M., Antoranz, A., Gordo, C. (1996). Sea water intrusion in Moraig–Toix system cave. *Jornadas sobre Recursos Hídricos en Regiones Kársticas*. Vitoria–Gasteiz: 317–324.
- Cottechia, V. (1981). Methodologies adopted and results achieved in the investigations of seawater intrusion into the aquifer of Apulia (Southern Italy). *Geologische Jahrbuch, Hannover*, C 29: 1–68.
- Crampon, N., Custodio, E., Downing, R.A. (1996). The hydrogeology of western Europe: a basic framework. *Quarterly J. Engineering Geol.*, 29: 163–180.

- Croucher, A.E., O'Sullivan, M.J. (1995). The Henry problem for salwater intrusion. *Water Resour. Res.*, 31(7): 1809–1814.
- Currell, M., Cendon, D.J., Cheng, X. (2013). Analysis of environmental isotopes in groundwater to understand the response of a vulnerable coastal aquifer to pumping: Western Port Basin, south–eastern Australia. *Hydrogeol. J.*, 21: 1413–1427.
- Custodio, E. (1976). Relaciones agua dulce–agua salada en las regiones costeras. *Hidrología Subterránea*. En: E. Custodio y M.R. Llamas (eds.). Ediciones Omega. Barcelona. II–13: 1313–1389.
- Custodio, E. (1985a). Saline intrusion. In: *Hydrogeology in the Service of Man*. 18th IAH Congress, Sydney: (1): 65–90.
- Custodio, E. (1995b). The impact of vertical water flow in boreholes on monitoring operations. *Hydrogéologie*. 3(1995): 3–12.
- Custodio, E. (1997). Detection. Guidelines for studying; Monitoring and Controlling Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. FAO, Water Reports 11: Chap 2: 7–23.
- Custodio, E. (2008). Acuíferos detríticos costeros del litoral mediterráneo peninsular: valle bajo y delta del Llobregat. Monográfico: Las Aguas Subterráneas. *Rev. Asoc. Española Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*. Madrid, 15(3): 295–304.
- Custodio, E. (2009). Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. *Contributions to Science* 5(2): 81–97.
<http://revistes.iec.cat/index.php/CtS/issue/view/3516/showToc81–97>.
- Custodio, E. (2010a). Coastal aquifers of Europe: an overview. *Hydrogeol. J.*, 18: 269–280.
- Custodio, E. (2010b). Overview of saline water problems in small volcanic islands. 21st SWIM, Ponta Delgada. Universidade dos Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 5.
- Custodio, E. (2012). Panorámica de la intrusión marina en acuíferos costeros: una cuestión multifacética y compleja. IV TIAC, Alicante, I: 25–48.
- Custodio, E. (2013). La complejidad de la intrusión marina en los acuíferos costeros en la práctica hidrogeológica. En: N. González, E.E. Kruse, M.M. Trovatto, P. Laurencena, *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*. Editorial Universidad de La Plata (Edulp). La Plata: 367–378.
- Custodio, E., Bayó, A., Peláez, M.D. (1971). Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona). 1^{er} Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. VI: 51–80.
- Custodio, E., Llamas, M.R. (1976). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona, 2 Vols: 1–2350. Reedición en 1983.
- Custodio, E., Galofré, A. 1976. Evolución de la calidad del agua en la surgencia litoral de la Falconera en relación con un gran vertedero de basuras en el macizo de Garraf (Barcelona). II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Inst. Geográf. Catastral. Madrid: 2131–2173.
- Custodio, E., Bruggeman, G.A. (1987). Groundwater problems in coastal áreas. *Studies Reports in Hydrology*, 45, UNESCO, Paris: 1–576.

- Custodio, E., Pascual, M., Bayó, A., Bosch, X. (1989). Processes in the mixing zone in carbonate formations: central and southern Catalonia. *Natuurwet. Tijchr. Ghent* 70, 1988 (publ. 1989): 263–277.
- Custodio, E., Bayó, A. (1989). Procesos físico–químicos de disolución–precipitación de carbonatos. Algunos resultados en acuíferos carbonatados españoles. *El Karst en España*, Madrid. Sociedad Española de Geomorfología. 4: 321–332.
- Custodio, E., Llamas, M.R., Samper, J. (eds.) (1997a). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español–Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid: 1–455.
- Custodio, E., Iglesias, M., Manzano, M., Trick, T. (1997b). Saltwater intrusion risk along the western Doñana area coast (Southwestern Spain). *Proc. 13th SWIM–1994* (G. Barrocu ed.): 287–303.
- Custodio, E., Herrera, C. (2000). Utilización de la relación Cl/Br como trazador hidrogeoquímico en hidrología subterránea. *Bol. Geológ. Minero*, 111(4): 49–68.
- Custodio, E., Alcalá–García, F.J. (2003). El potencial de la relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad de los acuíferos costeros españoles. *II TIAC*, Alicante: 401–412.
- Custodio E, Jódar, J. (2016). Simple solutions for steady–state diffuse recharge evaluation in sloping homogeneous unconfined aquifers by means of atmospheric tracers. *J. Hydrol.*, 540: 287–305.
- Dagan, G. 1989. *Flow and transport in porous formations*. Springer.
- Dagan, G., Bear, J. (1968). Solving the problem of local interfase upconing in a coastal aquifer by the method of small perturbations. *J.Int. Assoc. Hydr. Research*, 1(6): 15–44.
- Dagan, G., Zeitoun, D.G. (1998). Free–surface flow toward a well and interface upconing in stratified aquifers of random conductivity. *Water Resour. Res.*, 34(11): 3191–3196. doi:[10.1029/98wr020039](https://doi.org/10.1029/98wr020039)
- Das Gupta, A.D., Amaraweera, H.B. (1993). Assessment of long–term withdrawal rate for a coastal aquifer. *J. Groundwater*, 31: 250–259.
- Dausman, A.M., Langevin, C.D., Thorne, D.T. y Sukop, M.C. (2009). Application of SEAWAT to selected variable–density and viscosity problems. *US Geol. Survey Scientific Investigations Report* 2009–5028.
- Davis, S.N.; Whittemore, D.O.; Fabryka–Martín, J. (1978). Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Ground Water*, 36: 338–350.
- Debuissou, J. (1970). La nappe aquifère du cordon dunaire de Malika (Sénégal). *Bulletin BRGM, Série II, Section III*, 3: 148–161.
- Debuissou, J., Mousu, H. (1967). Une étude expérimentale de l'intrusion des eaux marines dans une nappe côtière du Sénégal sous l'effet de l'exploitation. In: *Artificial Recharge and Management of Aquifers*. IASH Symposium Haifa. Publ. 72: 334–349.
- Dentz, M., Tartakovsky, D.M., Abarca, E., Guadagnini, A., Sánchez–Vila, X., Carrera, J. (2006). Variable–density flow in porous media. *J. Fluid. Mech.*, 561: 209–235.
- De Montety, V., Radakovitch, O., Vallet–Coulomb, C., Blavoux, B., Hermitte, D., Vallés, V. (2008). Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer: case of the Rhône delta (Southern France). *Applied Geochemistry*, 23: 2337–2349.

- De Simoni, M., Sánchez–Vila, X., Carrera, J., Saaltink, M.W. (2007), A mixing ratios–based formulation for multi–component reactive transport. *Water Resour. Res.*, 43(7). W07419.
- De Vries, J.J. (1989). The historical base of ground–water hydrology in the Netherlands. *Ground Water*, 27(1),92–95.
- De Vries, J.J., Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeol. J.*, 10(1): 5–17.
- De Wiest, R.J.M. (1965). *Geohydrology*. Ed. John Wiley & Sons.
- Diersch, H.–J. (2005). FEFLOW. Finite element subsurface flow and transport simulation system. Reference manual. WASY Inst. for Water Resour. Plan. Syst. Res., Berlín.
- Diersch, H.–J.G., Kolditz, O. (2002). Variable–density flow and transport in porous media: approaches and challenges. *Ad. in Water Resour.*, 25: 899–944.
- Domínguez, P., Custodio, E. 1992. Sea water intrusion in the lower north–eastern aquifer of the “Campo de Dalías” (Almería, Southeastern Spain): preliminary study of monitoring data. 12th SWIM, Barcelona: 631–659.
- Dörfliger, N. (2003). The state of the French Mediterranean coastal aquifers. II TIAC, Alicante, II: 187–206.
- Dörfliger, N., Ladouche, B., Pinault, J.–L.; Grévellec, J., Aquilina, L., Bakalowicz, M. (2004). French test sites: the north–Eastern part of the Thau basin (Hérault, southern France). In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 292–298.
- Douglas, B. C., Peltier, W.R. (2002). The puzzle of global sea–level rise. *Physics Today*, March 2002: 35–40.
- Drabbe, J., Badon Ghijben, W. (1889). Nota in verband met de Voorgenomen putboing nabij Amsterdam [Notas sobre los resultados probables results de un pozo perforado propuesto cerca de Amsterdam]. *Tijdschrift het koninklijk Instituut voor Ingenieurs*, The Hague: 8–22.
- Drogue, C. (1989). Continuous inflow of seawater and outflow of brackish water in the substratum of the karstic Island of Cephalonia, Greece. *J. Hydrol.*, 106: 147–153.
- Duarte, T.K., Hemond, H.F., Frankel, D., Frankel, S. (2006). Assessment of submarine groundwater discharge by handheld aerial infrared imagery: Case study of Kaloko Fishpond and Bay, Hawaii, *Limnol. Oceanogr.*, 4: 227–236.
- Duvail, C., Le Strat, P. (2002). Architecture et géométrie haute resolution des prismes sédimentaires plioquaternaires au droit du Roussillon suivant un profil terre–mer (avec Gorini C., Lofi, J. and Clauzon, G.) BRGM report, RP–51972–FR: 1–71.
- Duvail, C., Gorni, C.; Lofi, J., Le Strat, P., Clauzon, G., Dos Reis, A.T. (2005). Correlation between on–shore and off–shore Pliocene–Quaternary systems tracks below the Roussillon Basin (eastern Pyrenees, France). *Marine and Petroleum Geology*, 22(6–7): 747–756.
- Edmunds, W., Milne, C.J. (2001). Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since late Pleistocene. *Geological Society (London) Special Publ.* 189: 1–332.
- Edmunds, W.M., Hinsby, K., Marlin, C., Condesso de Mello, M.T., Manzano, M., Vaikmae, R. Travi, Y. (2001). Evolution of groundwater systems at the European coastline. In: W. Edmunds and C.J. (eds.). *Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since late Pleistocene*. Geological Society (London) Special Publ., 189: 289–311.

- Eeman, S., Leinse, A., Raats, P.A.C., van der Zee S.E.A.T.M. (2011). Analysis of the thickness of a fresh water lens and of the transition zone between thin less and upwelling saline water. *Ad. Water Resour.*, 34: 291–302.
- Elder, J.W. (1967). Transient convection in a porous medium. *J. Fluid Mechanics*, 27: 609–623.
- Emblanch, C.; Fidelibus, M.D.; Futo, I.; Hertelendi, E.; Lambrakis, N.; Vengosh, A.; Zojer, H.; Zuppi, G.M. (2004a). Environmental tracing methods. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 124–137.
- Emblanch, C., Fidelibus, M.D., Hertelendi, E., Kogovsek, J., Zojer, H. (2004b). Environmental tracing for outlining fresh groundwater flow in a coastal karstic aquifer. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 138–150.
- Espejo, J.A., Fernández, M.C.; Linares, L. (1988). Inventario de surgencias de aguas de origen continental en el litoral mediterráneo del sur de España, mediante utilización de sensores aeroportados con apoyo de técnicas oceanográficas. *TIAC'88*, I: 191–228.
- Espinosa Martínez, S., Custodio, E. (2014). Comparación de la recarga natural estimada con el balance de agua en el suelo y con el balance de la deposición atmosférica de cloruro en un sistema carbonatado en el área del Baix Ebre, Cataluña, España. *Ingeniería del Agua*; 20: 135–155.
- Essaid, H.I. (1986). A comparison of the coupled fresh water–salt water flow and the Ghyben–Herzberg Sharp interface approaches to modelling of transient behaviour in coastal aquifer system. *J. Hydrol.* 86, 169–193.
- Essaid, H.I. (1990). A multilayered sharp interface model of coupled freshwater and saltwater flow in coastal systems – model development and application. *Water Resour. Res.*, 26(7): 1431–1454.
- Evans, D.G., Raffensperger, J.P. (1992). On the stream function for variable–density groundwater flow. *Water Resour. Res.*, 28(8): 2141–2145.
- Everett, L.G. (1980). *Groundwater monitoring*. General Electric Co., Schenectady, 1–440. Reprint (1984) by Genium Publ. Co., Schenectady, N.Y.
- Ezzy, T.R., O'Rourke, A.J., Huftile, G.J., Cox, M.E. (2003). Applying Ground Penetrating Radar (GPR) to improve hydrogeological understanding and groundwater modeling within a coastal plain setting. *II TIAC*, Alicante, I: 149–156.
- Fairbridge, R.W. (1961). Eustatic changes in sea level. *Physics Chemistry Earth*. 4: 99–185.
- Falkland, A. (ed.), Custodio, E. (1991). *Guide on the hydrology of small islands*. Studies and Reports in Hydrology, 49. UNESCO, Paris: 1–435.
- FAO (1997). *Seawater intrusion in coastal aquifers: guidelines for study, monitoring and control*. FAO Water Reports 11. FAO, Roma: 1–163.
- Faneca, M., Gunnink, J., van Baaren, E.S., Oude Esskink, G.H.P. (2012). Effect of geological uncertainties on the salinisation of surface water systems in deltaic areas. *IV TIAC*, Alicante, I: 409–417.
- Fernández Rubio, R., Baquero Údeda, J.C., Lorca Fernández, D., Verdejo Serrano, J. (2003). Acuíferos kársticos costeros. *II TIAC*, Alicante, II: 3–30.
- Ferrer Polo, J., Ramos Ramis, F. (1983). Simulation of salt–freshwater interface motion. *Water Resour. Res.*, 19(1): 61–68.

- Fidelibus, M.D. (2003). Environmental tracing in coastal aquifers: old problems and new solutions. II TIAC, Alicante, II: 79–111.
- Fidelibus, M.D., Lambrakis, N., Morell, I., Zuppi, G.M. (2004). Role of clay sediments in karst coastal aquifers. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers. European Commission Cost Action 621, Final Report: 171–179.
- Fleming, K., Johnston, P., Zwart, D., Yokoyama, Y., Lambeck, K., Chappell, J. (1998). Refining the eustatic sea-level curve since the Last Glacial Maximum using far- and intermediate-field studies. *Earth & Planetary Science Letters*, 163: 327–342.
- Fleury, P., Bakalowicz, B., de Marsily, G. (2007a). Submarine springs and coastal karst aquifers: a review. *J. Hydrol.*, 339: 79–92.
- Fleury, P., Bakalowicz, M., de Marsily, G., Cortés, J.M. (2007b). Functioning of a coastal karstic system with a submarine outlet, in southern Spain. *Hydrogeol. J.*, 16: 75–85.
- Fleury, P., M. Bakalowicz, P. Becker (2007c). Caractérisation d'un système karstique à exutoire sous-marin: exemple de La Mortola (Italie). *Comptes Rendus Geosciences*, 339(6): 407–417.
- Fofonoff, N.P., Millard, R.C.Jr. (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. *Tech. Papers in Marine Science, UNESCO*, 44: 1–58.
- Forchheimer, Ph. (1886). Über die Enbiebigkeit von Brunnen–Anlagen und Sickerschlitzten. *Zeitsch. Architekten–und Ingenieur*, 32: 539–564.
- Franke, O.L., Reilly, T.E., Bennet, G.D. (1987). Definition of boundary and initial conditions in the analysis of saturated ground–water flow systems – An introduction, Book 3, Chap. B.5. *Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey*. U.S. Geol. Survey, Denver, Co.
- Fritz, P., Fontes, J.C. (1980, 1986). *Handbook of environmental isotope geochemistry*. Elsevier. 1. The Terrestrial Environment, A: 1–545 (1980); 2, The Terrestrial Environment, B: 557 (1986).
- Gallardo, A., Marui, A. (2006). Submarine groundwater discharge: An outlook of recent advances and current knowledge. *Geo Mar. Left.*, 26: 102–113.
- Gàmez, D. (2007). Sequence stratigraphy a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Department of Geotechnical Engineering and Geo–Sciences, Technical University of Catalonia (UPC), Barcelona. Doc. Thesis: 1–177+An.
- Gani, M.R., Bhattacharya, J.P. (2007). Basic building blocks and precess variability of a Cretaceous delta: internal facies architecture reveals a more dynamic interaction of river wave and tidal processes. *J. Sediment. Res.*, 77: 284–302.
- Garabedian, S.P. (2013). Estimation of salt water upconing a steady-state solution for partial completion of pumped well. *Groundwater*, 51(6):927–934.
- García–Castellanos, D., Estada, F., Jiménez–Munt, I, Gorini, C., Fernández, M., Vergés, J., De Vicente, R. (2009). Catastrophic flood of the Mediterranean after the Messinian salinity crisis. *Nature*: 778–781.
- Gat, J.R., Gonfiantini, R. (1981). Stable isotope hydrology: deuterium and oxygen–18 in the water cycle. *International Atomic Energy Agency Tech. Report Series*, 210, Vienna: 1–339.

- Gehrels, W.R., Horton, B.P., Kemp, A.C. y Sivan, D. (2011). Two millennia of sea level data: the key to predicting change. *Eos*, 92(35): 289–291.
- Ghannam, J., Ayuub, G.M., Acra, A. (1998). A profile of submarine springs in Lebanon as a potential water resource. *Water International*, 23(4): 278–286.
- Ghijben, B.W. (1888). Nota in Verband met de Voorgenomen Putboring Nabij Amsterdam. Amsterdam, Tijdsch. Kon. Ins. Ing., pp 8–22.
- GHS (2004). Mix program. Grupo de Hidrología Subterránea. UPC–CSIC–IDAEA, Barcelona.
<http://h2ogeo.upc.edu/es/software-hidrologia-subterranea/11-software-hidrologia-subterranea/41-mix-program>
- GHS (2014). Easy_Bal, Soil Water Balance Program. Grupo de Hidrología Subterránea. UPC–CSIC–IDAEA, Barcelona. <http://www.h2ogeo.upc.es/software/EASY%20BAL/index.htm>
- Giménez, J., Suriñach, E., Goula, X. (2000). Quantification of vertical movements in the eastern Betics (Spain) by comparing levelling data. *Tectonophysics*, 317: 237–258.
- Ginés, J. (2000). El karst litoral en el levante de Mallorca: una aproximación al conocimiento de su morfogénesis y cronología. Tesis doctoral. Universitat de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Godin, G. (1972). The analysis of tides. Univ. of Toronto Press. 1–264.
- Goldenberg, L.C., Magaritz, M., Mandel, S. (1983). Experimental investigation on irreversible changes of hydraulic conductivity on the seawater–freshwater interface in coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 19(1): 77–85.
- Goldenberg, L.C., Magaritz, M., Amiel, A.J., Mandel, S. (1984). Changes in hydraulic conductivity of laboratory sand–clay mixtures caused by a seawater–freshwater interface. *J. Hydrol.*, 70 : 329–336.
- Goldenberg, L.C., Mandel, S. (1988). Some processes in the seawater–freshwater interface by the presence of gases. XX SWIM, Ghent.
- Goldman, M., Arad, A., Kafri, U., Gilad, D., Melloul, A. (1988). Detection of freshwater/seawater interface by the Time Domain Electromagnetic (TDEM) method in Israel. 10th SWIM, Ghent: 329–344.
- Goldman, M., Gilad, D., Ronen, A., Melloul, A. (1991). Mapping of seawater intrusion into the coastal aquifer of Israel by the time domain electromagnetic method. *Geoexploitation*, 28: 153–174.
- Goldman, M., Kafri, U. (2004). The use of the time domain electromagnetic (TDEM) method to evaluate porosity of saline water saturated aquifers. 18th SWIM, Cartagena: 327–340.
- Goldman, M., Levi, E., Tezkan, B., Yogeshwar, P., Kafri, U., Herut, B., Tibor, G. (2012). Novel marine TDEM technology to delineate fresh groundwater within deep–seated sub–seafloor aquifers. IV TIAC, Alicante, I: 115–126.
- Goldsmith, V. (1990). Non–eustatic sea level changes from Mediterranean tide gages. In: Paepe et al. (eds.), *Greenhouse Effect, Sea Level and Drought*. Kluwer: 145–152.
- Gomis, V., Boluda, N., Ruiz, F. (1996). Application of a model for simulating transport of reactive multispecies components to the study of the hydrochemistry of salt water intrusions. *J. Contam. Hydrol.*, 22: 67–81.
- Gomis–Yagües, V., Boluda–Botella, N., Ruiz–Bevia, F. (1997). Column displacement experiments to validate hydrogeochemical models of seawater intrusions. *J. Contam. Hydrol.*, 29: 81–91.

- Gomis–Yagües, V., Boluda–Botella, N., Ruiz–Bevia, F. (2000). Gypsum precipitation/dissolution as an explanation of the decrease of sulphate concentration during seawater intrusion, *J. Hydrol.*, 228: 48–55.
- Gonfiantini, R., Araguás, L. (1988). Los isótopos ambientales en el estudio de la intrusión marina. III TIAC, Almuñécar. I: 135–190.
- Goy, J.L., Zazo, C., Dabrio, C.J., Lario, J., Borja, F., Sierro, F.J., Flores, J.A. (1996). Global and regional factors controlling changes of coastlines in Southern Iberia (Spain) during the Holocene. *Quaternary Sci. Reviews*, 15: 773–780.
- Granda, A. (1988). Aplicación de los métodos geofísicos al estudio de la intrusión en acuíferos costeros: experiencia española. TIAC, I: 111–133.
- Gregory, J.M., Oerlemans, J. (1997). Simulated future sea–level rise due to glacier melt based on regionally and seasonally resolved temperature changes *Nature*, 391: 474–476.
- Greskowiak, J., Röper, T., Post V.E.A. (2013). Closed–form approximations for two–dimensional groundwater age patterns in a fresh water lens. *Groundwater*, 51(4): 629–634.
- Groen, J., Velstra, J., Meesters, A.G.C.A. (2000). Salinization processes in paleowaters in coastal sediments of Suriname: evidence from $\delta^{37}\text{Cl}$ analysis and diffusion modeling. *J. Hydrol.*, 234: 1–20.
- Guglielmi, Y., Pieur, L. (1997). Essai de localisation et de quantification des résurgences sous–marines d’un aquifère captif à porosité d’interstices: exemple de la nappe alluviale de la base vallée du Var (Méditerranée, France). *J. Hydrol.*, 190: 11–122.
- Guhl, F., Pulido–Leboeuf, P., Gisbert, J. (2003). Sur l’évolution de l’interface eau douce/eau salée des aquifères côtiers. Exemple du Bajo Andarax (Almería, Espagne). II TIAC, Alicante. I: 461–472.
- Guo, W., Langevin, C.D. (2002). User’s Guide to SEAWAT: A computer program for simulation of three–dimensional variable–density ground–water flow. *Techniques of Water–Resources Investigations*, U.S. Geol. Survey, Tallahassee, Florida, 6: 1–77.
- Hailong, L., Jiao, J.J. (2003). Tide–induced seawater–groundwater circulation in a multi–layered coastal leaky aquifer system. *J. Hydrol.*, 274: 211–224.
- Hailong, L., Li, G., Cheng, J., Boufadel, C. (2007). Tide–induced head fluctuations in a confined aquifer with sediment covering its outlet at the sea floor. *Water Resour. Res.*, 43, W03404, doi: 10.1029/2005WR004724.
- Hanshaw, B.B., Back, W. (1979). Major geochemical processes in the evolution of carbonate–aquifer systems. *J. Hydrol.*, 43: 287–312.
- Harbaugh, A.W. (2005). MODFLOW–2005, the U.S. Geological Survey modular groundwater model: The ground–water flow process. U.S. Geol. Survey Techniques and Methods 6–A16. Reston, Virginia.
- Harvey, A.M. (2002). The role of base–level changes in the dissection of alluvial fans: case studies from south–east Spain and Nevada. *Geomorphology*, 45: 67–87.
- Hassanizadeh, S. M. (1986). Derivation of basic equations of mass transport in porous media, part 2. Generalized Darcy’s and Fick’s laws. *Adv. Water Resour.*, 9 (4), 207–222.
- Hassanizadeh, H., Pooladi–Darvish, M., Keith, D.W. (2006). Stability of a fluid in a horizontal saturated porous layer: effect of non–linear concentration profile, initial, and boundary conditions. *Transport in Porous Media*, 65(2): 193–211. BAS

- Hem, J.D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey Water–Supply Paper 2254 (3rd edition; first edition 1959). Washington D.C.: 1–264.
- Hendizadeh, R., Kompanizare, M., Hashemi, M.R., Rakhshandehroo, G.R. (2016). Steady critical discharge rates from vertical and horizontal wells in fresh–saline aquifers with sharp interfaces. *Hydrogeol. J.* 24:865–876.
- Henry, H.R. (1960). Salt intrusion into coastal aquifers. IASH General Assembly Helsinki, Publ. 52: 478–487.
- Henry, H.R. (1964a). Interfaces between saltwater and freshwater in coastal aquifers. *Seawater in Coastal Aquifers* (ed. H.H. Cooper et al.), U.S. Geol. Survey Water Supply Paper, 1613–C: 35–69.
- Henry, H.R. (1964b). Effects of dispersion on salt encroachment in coastal aquifers. *Seawater in Coastal Aquifers* (ed. H.H. Cooper et al.), U.S. Geol. Survey Water Supply Paper, 1613–C: 70–84.
- Heredia, J., Murillo Díaz, J.M. (2007). Estado del arte sobre la representación numérica de sistemas de flujo bajo condiciones de densidad variable. *Bol. Geol. Minero*, 118 (Especial): 555–576.
- Herman, J.S., Back, W., Pomar, L. (1985). Geochemistry of groundwater in the mixing zone along the east coast of Mallorca, Spain. *Karst Water Resources, Proc. Ankara – Antalya Symposium, July 1985*, IAHS Publ. 161: 467–479.
- Herrera, Ch., Custodio, E. (2002). Old marine water in Fuerteventura island deep formations. 17th SWIM, Delft. Delft University of Technology: 481–488.
- Herzberg, A. (1901). Die Wasserversorgung einiger Nordseebäder. *Journal für Gasbeleuchtung und Wasserversorgung*, München, 44: 815–819; 45: 842–844.
- Hidalgo, J. J., Slooten, L. J., Medina, A. y Carrera, J. 2005. A Newton–Raphson based code for seawater intrusion modelling and parameter estimation. 18 SWIM: 111–120.
- Hidalgo, J.J., Carrera, J., Medina, A. (2007a). Incoherencia en el balance de masa en flujo con densidad variable. III TIAC, Almería. I: 409–424.
- Hidalgo, J.J., Slooten, L.J., Carrera, J. (2007b). Simulación y calibración de problemas de intrusión marina: hipótesis básicas e implicaciones. *Bol. Geol. Minero*, 118 (Especial): 577–592.
- Hidalgo, J.J., Carrera, J., Medina, A. (2009). Role of salt sources in density–dependent flow. *Water Resour. Res.*, 45, W05503, doi: 10.1029/2008WR007679.
- Holland, H.D. (1972). The geologic history of sea water – an attempt to solve the problem. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 36: 637–651.
- Hornero, J., Manzano, M., Ortega, L., Custodio, E. (2016). Integrating soil water and tracer balances, numerical modelling and GIS tools to estimate regional groundwater recharge: application to the Alcadozo Aquifer System (SE Spain). *Sci. Total Env.* (in press).
- Hubbert, M.K. (1940). The theory of groundwater motion. *J. Geology*, 48(8): 785–944.
- Hubbert, M.K. (1953). Entrapment of petroleum under hydrodynamic conditions. *Am. Assoc. Petroleum Geologists Bull.*, 8: 1954–2026.
- Hwang, D.–W.; Kim, G.; Lee, Y.–W.; Yang, H.–S (2005). Estimating submarine inputs of groundwater and nutrients to a coastal bay by using radium isotopes. *Mar. Chem.*, 96: 61–71.

- Illangasankare, T., Tyler, S.W., Clement, T.P., et al. (2006). Impacts of the 2004 tsunami on groundwater resources in Sri Lanka. *Water Resour. Res.*, 42(5), doi: 10.1029/2006WR004876.
- Iribar, V., Carrera, J., Custodio, E., Medina, A. (1997). Inverse modelling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. *Journal of Hydrology*, 198(1–4): 226–244.
- Isaacs, L.T., Hunt, B. (1986). A simple approximation for a moving interface in a coastal aquifer. *J. Hydrol.* 83: 29–43.
- Istok, J.D., Humphrey, M.D. (1993). Buoyancy–induced flow at small relative densities: Implications for tracer tests interpretation and contamination transport (abstract). *Eos Trans. AGU*, 74(43), Fall Meeting suppl., 268.
- Izbicki, J.A., Christensen, A.H., Newhouse, M.W., Smith, G.A., Hanson, R.T. (2005). Temporal changes in the vertical distribution of flow and chloride in deep wells. *Ground Water* 43(4): 531–544.
- Jalut, G., Amat, A.E., Bonnet, L., Gauguelin, Th., Fontugne, M. (2000). Holocene climatic changes in the western Mediterranean, from south–east France to south–east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 160: 255–290.
- Jeng, D.S., Seymour, B.R., Barry, D.A., Parlange, J.Y., Lockington, D.A., Li, L. (2005). Steepness expansion for free surface flows in coastal aquifers. *J. Hydrol.*, 309: 85–92.
- Jiao, J.J., Tang, Z. (1999). An analytical solution of groundwater response to tidal fluctuation in a leaky confined aquifer. *Water Resour. Res.*, 35: 747–751.
- Jirakova, H., Huneau, F., Celle–Jeanton, H., Hrkál, Z., Coustumer, P.L. (2011). Insights into palaeorecharge conditions for European deep aquifers. *Hydrogeol. J.*, 19: 1545–1562.
- Johnson, A.G., Glenn, C.R.; Burnett, W.C., Petersen, R.N., Lucey, P.G. (2008). Aerial infrared imaging reveals large nutrient–rich groundwater inputs to the ocean. *Geophys. Res. Lett.*, 35, L15606, doi: 10.1029/2008GL034574.
- Jong, Z. Li, L. Kong, J., Zhang, H. (2007). A new analytical solution of tidal water table fluctuations in a coastal unconfined aquifer. *J. Hydrol.*, 340: 256–260.
- Jørgensen, N.O., Andersen, M.S., Engesgaard, P.K. (2008). Investigation of a dynamic seawater intrusion event using strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). *J. Hydrol.*, 348(3–4): 257–269.
- Jorreto, S., Pulido–Bosch, A., Gisbert, J., Sánchez Martos, F. (2005). Las diagráfias y la caracterización de la influencia de los bombeos de agua de mar sobre el acuífero del delta del Andarax (Almería). VI SIAGA, Sevilla: 439–449.
- Kafri, U., Goldman, M. (2005). The use of the time domain electromagnetic method to delineate saline groundwater in granular and carbonate aquifers and to evaluate their porosity. *Journal of Applied Geophysics*, 57:167–178.
- Kafri, U., Yechieli, Y. (2012). The relationship between current and paleo groundwater base–levels. *Quaternary International*, 257, 83–96.
- Kaleris, V. (2006). Submarine groundwater discharge: effects of hydrology and near shore surface water bodies. *J. Hydrol.*, 323: 96–117.
- Kapelj, S., Lambrakis, N., Morell, I., Petalas, C. (2004). Sources of aquifer salinisation. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 151–156.

- Kashef, A.I. (1967). Salt water intrusion in coastal well fields. Proc. National Symp. Ground–Water Hydrology. Am. Water Res. Assoc. San Francisco: 235–258.
- Kashef, A.I. (1972). What do we know about salt water intrusion?. Water Resources Bulletin. Am. Water Resour. Assoc., 8(2): 282–293.
- Kashef, A.A.I., Smith, J.C. (1975). Expansion of salt–water zone due to well discharge. Water Resour. Bull., 11(6): 1107–1120.
- Kemna, A., Nguyen, F., Antonsson, A., Engesgaard P., Tsourlos, P. (2006). Characterization of saltwater intrusion using electrical imaging: a numerical simulation study. 1st SWIM–SWICA Joint Saltwater Intrusion Conference, Cagliari–Chia Laguna. (issued 2008).
- Kemp, A.C., Horton, B.P., Donnelly, J.P., Mann, M.E., Vermeer, M., Rahmstorf, S. (2011). Current Issue, 108(27): 11017–11022.
- Kerrou, J., Renard, P., Tarhouni, J. (2010). Status of the Korba groundwater resources (Tunisia): observations and three–dimensional modelling of seawater intrusion. J. Hydrogeol., 18: 1173–1190.
- Kessler, H. (1957). Estimation of subsurface water resources in karstic regions. In: Groundwater, Symposium Vegetation, Dew. AIHS–UNESCO Gen. Assem. Toronto: 199–206.
- Keys, W.S., McCary, L.M. (1971). Application of borehole geophysics to water–resources investigations. Techniques of Water–Resources Investigations of the US Geol. Survey. Book 2, Collection of Environmental Data, Chapter E 1: 1–126.
- Khaska, M., La Salle, C., Lancelot, J., ASTER team, Mohamad, A., Verdoux, P., Noret, A., Simler, R. (2013). Origin of groundwater salinity (current seawater vs. saline deep water) in a coastal karst aquifer based on Sr and Cl isotopes. Case study of the La Clape massif (southern France). Applied Geochemistry, 37: 212–227.
- Khublaryan, M.G., Frolov, A.P., Yushmanov, I.O. (2008). Sea water intrusion in coastal aquifers. Water Resour., 35(3): 274–286.
- Kim, G., Lee, K.K., Park, K.S., Hwang, D.W., Yang, H.S. (2003). Large submarine groundwater discharge (SGD) from a volcanic island. Geophysical Research Letters, 30. Doi: 10.1029/20003GL018378.
- Kim, K–Y., Chon, C–M., Park, K–H. (2007). A simple method for locating the fresh water–salt water interface using pressure data, Ground Water, 45(6): 723–728.
- Kipp, K. (1987). HST3D, a computer code for simulation of heat and solute transport in three–dimensional ground–water flow systems. US Geol. Survey Water–Resources Investigations Report 86–4095: 1–517.
- Kitagawa, I. (1939). Un aspect du développement des études des eaux souterraines au Japon. Journal Japonais d’Astronomie et Geophysique, 17(1): 141–155.
- Kohout, F.A. (1960). Cyclic flow of salt water in the Biscayne aquifer of southeast Florida, J. Geophysical Res., 65(7): 2133–2141.
- Kohout, F.A. (1964). The flow of fresh water and salt water in the Biscayne aquifer of the Miami Area, Florida. In: Sea Water in Coastal Aquifers. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 1613–C, Washington D.C.: C12–C32.
- Kohout, F.A. (1965). A hypothesis concerning cyclic flow of salt water related to geothermal heating in the Floridan aquifer. Trans. New York Acad. Sci., Series II, 28(2): 249–271.

- Kohout, F.A. (1966). Submarine springs: a neglected phenomenon of coastal hydrology. *J. Hydrol.*, 26: 391–413.
- Kohout, F.A. (1980). Differing positions of saline interfaces in aquifers and observation boreholes – comments. *J. Hydrol.*, 48: 191–195.
- Kohout, F.A., Hoy, N.D. (1963). Some aspects of sampling salty groundwater in coastal aquifers. *Ground Water*, 1(1): 28–43.
- Kolditz, O., Ratke, R., Diersch, H.–J.G., Zielke, W. (1998). Coupled groundwater flow and transport: 1. Verification of variable density flow and transport models. *Ad. Water Resour.*, 21(1): 27–46.
- Konikow, L.F., Sanford, W.E., Campbell, P.J. (1997). Constant concentration boundary conditions: lessons from the HYDROCOIN variable–density groundwater benchmark problem. *Water Resour. Res.*, 33(10): 2253–2261.
- Kooi, H., Groen, J. (2000). Groundwater resources in coastal areas: past and ongoing natural processes. In: Evaluation and Protection of Groundwater Resources, “from vision to action”. Conf. Wageningen. [Netherlands National Committee for IAH](#), Delft, [Netherlands Hydrological Society](#): 45–57.
- Kooi, H., Groen, J., Leijnse, A. (2000). Modes of seawater intrusion during transgression. *Water Resour. Res.*, 36(12): 3581–3590.
- Kooi, H., Groen, J. (2001). Offshore continuation of coastal groundwater systems: predictions using sharp–interface approximations and variable–density flow modeling. *J. Hydrol.*, 246: 19–35.
- Krijgsman W., Hilgen F.J., Raffi I. Sierro F. J. Wilson D. S. (1999). Chronology, causes and progression of the Messinian salinity crisis. *Nature*. 400: 652–655.
- Krupka, K.M. (1992). MINTEQA. Aqueous Geochemical Equilibria Studies. Technical Report ESTSC/NRC–000082DVX1100; NESC–1101. Batelle Pacific Northwest Lab., Richland, WA.
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Ibrahim, S., Sulaiman, W.N.A., Zaudi, M.A., Aris, A.Z. (2014). A preliminary appraisal of the effect of pumping on seawater intrusion and upconing in a small tropical island using 2D resistivity technique. *Sci. World J.*:11 (ID 796425).
- Kuras, O., Pritchard, J., Meldrum, P., Chambers, J.E., Wilkinson, P.B.; Ogilvy, R.D., et al. (2009). Monitoring hydraulic processes with Automated time–Lapse Electrical Resistivity Tomography (ALERT), C.R. Geoscience–Special Issue on Hydrogeophysics, 341.
- La Licata, I., Langevin, C.D., Dausman, A.M., Alberti, L. (2011). Effect of tidal fluctuations on transient dispersion of simulated concentrations in coastal aquifers. *Hydrogeol. J.*, 19: 1313–1322.
- Lambrakis, N. Andreou, A.S., Polydoropoulos, P., Georgopoulos– E., Bounti, T. (2000). Nonlinear analysis and forecasting of a brackish karstic spring. *Water Resour. Res.*, 36(4): 875–884.
- Lambrakis, N., Kallergis, G. (2001). Reaction of subsurface coastal aquifers to climate and land use changes in Greece: modelling of groundwater refreshing patterns under natural recharge conditions. *J. Hydrol.*, 245, 19–31.
- Langevin, C.D., Shoemaker, B.K., Guo, W. (2003). MODFLOW–2000, the US Geological Survey modular groundwater model –Documentation of the SEAWAT–2000 version with the variable–sensitivity flow process (VDF) and the integrated MT3DMS transport process (IMT). US Geol. Survey Open File Report 03–426: 1–43.
- Langevin, C.D., Thorne, D.T. Jr., Dausman, A.M., Sukop, M.C., Guo, W. (2008). SEAWAT Version 4: A computer program for simulation of multi–species solute and heat transport. US Geol. Survey Techniques and Methods, Book 6, Ch. A22, 39. Reston, Virginia.

- Lepley, L.K., Palmer, L.A. (1967). Remote sensing of Hawaiian coastal springs using multispectral and Infrared Imaging. 18 pp., Water Resour. Res. Cent., Honolulu.
- Lerner, D.N., Issar, A.S., Simmers, I. (1990). Groundwater recharge. A guide to understanding and estimating natural recharge. IAH International Contributions to Hydrogeology 8. Heise: Hannover; 1–345.
- Levanon, E., Yechieli, Y., Shalev, E., Friedman, V., Gvirtzman, H. (2013). Reliable monitoring of the transition zone between fresh and saline waters in coastal aquifers. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 33: 101–110.
- Levi, E., Goldman, M., Hadad, A., Gvirtzman, H. (2008). Spatial delineation of groundwater geophysical measurements: A feasibility study. *Water Resour. Res.*, 44, W12404, doi:10.1029/2007WR006459.
- Li, H., Jiao, J.J. (2001). Analytical studies of groundwater–head fluctuation in a coastal confined aquifer overlain by a semi-permeable layer with storage. *Ad. Water Resour.*, 24: 565–573.
- Li, H., Jiao, J.J. (2002). Analytical solutions of tidal groundwater flow in coastal two–aquifer system. *Advances in Water Resour.*, 25: 417–426.
- Li, L., Barry, D.A.; Cunningham, C.; Stagnitti, F.; Parlange, J.Y. (2000). A two–dimensional analytical solution of groundwater responses to tidal loading in an estuary and ocean. *Ad. Water Resour.* 23, 825–833.
- Li, X., Hu, B.X., Burnett, W.C., Santos, I.R., Chanton, J.P. (2009). Submarine ground water discharge driven by tidal pumping in a heterogeneous aquifer. *Ground Water*, 47(4): 558–568.
- Lin, H.C., Richards, D.R., Yeh, G.T., Cheng, J.R., Jone, N.L. (1997). FEMWATER: A three–dimensional finite element computer model for simulating density dependent flow and transport in variably saturated media. Report CHL–96–12, US Army Corps of Eng., Vicksburg, Mississippi.
- Llopis–Albert, C., Pulido–Velázquez, D. (2014a). Discussion about the validity of sharp–interface models to deal with seawater intrusion in coastal aquifers. *Hydrological Processes*, 28: 3642–3654.
- Llopis–Albert, C., Pulido–Velázquez, D. (2014b). Using MODFLOW code to approach transient hydraulic head with a sharp–interface solution. *Hydrological Processes*, 29(8): 2052–2064.
- Lu, C., Werner, A.D., Simmons, C.T. (2013). Timescales of seawater intrusion and retreat. *Ad. in Water Resour.*, 59: 39–51.
- Lu, C., Werner, A.D., Simmons, C.T., Luo, J. (2014). A correction on coastal heads for groundwater flow models. *Groundwater*, 52(1): 164–170.
- Luszczynski, N.J. (1961a). Head and flow of groundwater of variable density. *J. Geophysical Res.*, 66(12): 4247–4256.
- Luszczynski, N.S. (1961b). Filter–press method for extracting water samples for chloride analysis. US Geol Survey. Water–Supply Paper, 1549–A, Washington.
- Luszczynski, N.J., Swarzenski, W.V. (1966). Salt–water encroachment un Southern Nassau and Southeastern Queens counties, Long Island, New York. US Geological Survey Water–Suoly Paper 1613–F: F1–F76 + maps.
- Ma, F., Yang, Y.S., Yuan, R.; Cai, Z., Pan, S. (2007). Study of shallow groundwater quality evolution under saline intrusion with environmental isotopes and geochemistry. *Environmental Geology*, 51: 1009–1017.
- Maas, C., De Lange, W.J. (1987). On the negative phase drift of groundwater tides near shallow tidal rivers: the Gouderak animaly. *J. Hydrol.*, 92: 333–349.

- Maji, R., Smith, L. (2009). Quantitative mixing and intertidal zone discharge in coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 45, W11401, doi:10.1029/2008WR007532.
- Malligan, A., Langevin, C., Prost, V. (2011). Tidal boundary conditions in SEAWAT. *Ground Water*, 49(6): 866–879.
- Mandel, S. (1964). The mechanism of sea–water intrusion into calcareous aquifers. IASH General Assembly Berkeley. Publ. 64: 127–130.
- Mandel, S. (1965). A conceptual model of karstic erosion by ground water. *Proc. Colloquium Dubrovnik. IASH–UNESCO*: 662–664.
- Manzano, M., Custodio, E. (1987). Muestreo de agua intersticial en acuitardos: aplicación al delta del Llobregat. SH, Palma de Mallorca. HRH. XII: 883–887.
- Manzano, M., Custodio, E., Loosli, H., Cabrera, M.C., Riera, X., Custodio–Ayala, J. (2001). Palaeowater in coastal aquifers of Spain. In: W.M. Edmunds y C.J. Milne (eds.), *Palaeowaters in Coastal Europe: Evolution of Groundwater since the Late Pleistocene*. Geological Society of London, Special Publication 189: 107–138.
- Maramathas, A., Maroulis, Z., Marinos–Koulis, D. (2003). Brackish karstic springs model: Application to Almiros Spring in Crete. *Ground Water*, 41(5): 608–619.
- Margat, J. (2004). *Atlas de l'eau dans le Bassin Méditerranéen*. UNESCO/Plan Bleu/CCGM, Paris: 1–46.
- Marqués da Silva, M.A., Custodio, E., Bayó, A. (1992). Saline water in the Aveiro deep aquifer system. Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers. 15th SWIM, CIMNE–UPC. Barcelona: 687–701.
- Martínez–García, P., Soto, J.I. (2006). Valores de subsidencia reciente (Plioceno–Cuaternario) en el Mar de Alborán mediante análisis de “backstripping”. *Geogaceta*, 40, 63–66.
- Mao, X., Enot, P., Barry, D.A., Binley, A., Jeng, D.S. (2006). Tidal influence on behavior of a coastal aquifer adjacent to a low–relief estuary. *J. Hydrol.*, 227: 110–127.
- Maurin, V., Zoelt, J. (1965). Salt water encroachment in the low altitude karst water horizons of the island of Kephallinia (Ionian Islands). *Proc. Colloquium Dubrovnik. IASH–UNESCO*. II: 423–438.
- Mayer, A., Nguyen, B.T., Banton, O. (2016). Using radon–222 to study coastal groundwater/surface–water interaction in the Crau coastal aquifer (southeastern France). *Hydrogeol. J.* 24: 1775. doi:10.1007/s10040–016–1424–9.
- McCoy, C.A., Corbett, D.R. (2009). Review of submarine groundwater discharge (SGD) in coastal zones of the Southeast and Gulf Coast regions of the United States with management implications. *J. Env. Manag.*, 90(1): 644–651.
- McMahon, P.B., Chapelle, F.H., (1991). Geochemistry of dissolved inorganic carbon in a Coastal Plain aquifer. 2. Modelling carbon sources, sinks, and d13C evolution. *J. Hydrol.*, 127: 109–135.
- McMahon, P.B., Böhlke, J.K., Dahm, K.G., Parkhurst, D.L., Anning, D.W., Stanton, J.S. (2016). Chemical considerations for an updated national assessment of brackish groundwater resources. *Groundwater*, 54(4): 464–475.
- McNew, E.R., Arav, S. (1995). Surface geophysical surveys of the freshwater–saltwater interface in a coastal area of Long Island, New York. *Ground Water*, 33(4): 615–626.
- Mejías, M., Ballesteros, B., Antón–Pacheco, C., Domínguez, J.A., García–Orellana, J., García–Solsona, E., Masqué, P. (2007). Methodological study of submarine groundwater discharge from a karstic aquifer in the Western Mediterranean Sea. *J. Hydrol.* 464–465: 27–40.

- Mercado, A. (1967). The spreading pattern of injected water in a permeable stratified aquifer. IASH–UNESCO, Haifa Symposium. Publ. 72: 26–36.
- Mercado, A. (1985). The use of hydrogeochemical patterns in carbonate sand and sandstone aquifers to identify intrusión and flushing of saline water. *Ground Water*, 23(5): 635–645.
- Mijatovic, B. (2007). The groundwater discharge in the Mediterranean karst costal zones and freshwater tapping: set problems and adopted solutions. Case studies. *Env. Geol.*, 51: 737–742.
- Miller, J.A. (1990). Hydrogeologic framework of the Floridan aquifer system in Florida and in parts of Georgia, South Carolina, and Alabama. US Geological Survey, Professional Paper 1403–B. Washington D.C.
- Miller, L., Douglas, D.C. (2004). Mass and volumen contributions to twentieth–century global sea level rise. *Nature*, 428: 406–409.
- Millero, F.J. (2001). The physical chemistry of natural waters. John Wiley & Sons: 1–680.
- Monachesi, L.B., Guarracino, L. (2011). Exact and approximate analytical solutions of groundwater response to tidal fluctuations in a theoretical inhomogeneous coastal confined aquifer. *Hydrogeol. J.*, 19: 1443–1449.
- Monopolis, D., Lambrakis, N., Perleros, B. (2004). The brackish karstic spring of Almiros of Heraklion, Crete. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Comm., Cost Action 621 Final Report: 317–324.
- Moore, W.S. (1996). Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ^{226}Ra enrichments. *Nature*, 380: 612–614.
- Morell, I., Pulido–Bosch, A., Sánchez, M.F., Vallejos, A., Daniele, A., Molina, L., Calaforra, J.M., Francesc Roig, A., Renau, A. (2008). Characterization of the salinisation processes in aquifers using boron isotopes; application to South–Eastern Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 187: 65–80.
- Morgan, L.K., Werner, A.D., Simmons, C.T. (2012). A precautionary note on the interpretation of coastal aquifers water level trends and water balances. *J. Hydrol.*, 470–471: 280–288.
- Motz, L.H. (1992). Salt–water upconing in an aquifer overlain by a leaky confined bed. *Ground Water*, 36(2): 192–198.
- Mualem, Y., Bear, J. (1974). The shape of the interface in steady flow in a stratified aquifer. *Water Resour. Res.*, 10(6): 1207–1215.
- Mülnern, C.F., Ericksson, L. (1981). Testing VLF–resistivity measurements in order to locate saline groundwater. VII Sea Water Intrusion Meeting. Uppsala, Sveriges Geologiska Undersökning. Rapporter och Meddelanden, 27: 91–100.
- Mulligan, A.E., Evans, R.L., Lizarralde, D. (2007). The role of paleochannels in groundwater/seawater exchange. *J. Hydrol.*, 335: 313–329.
- Mulligan, A.E., Langevin, Ch. y Post, U.E.A. (2011). Tidal boundary conditions in SEAWAT. *Ground Water*, 49(6): 866–879.
- Munusamy, S.B., Dhar, A. (2016). Homotopy perturbation method–based analytical solution for tide–induced groundwater fluctuations. *Groundwater*, 54(3): 440–447.

- Murillo, J.M., Rodríguez Hernández, L., Rodríguez Trinidad, A., Padilla, A., Calvache, M.L., Duque, C., Castillo, E., López Geta, J.A. (2007). El programa SIMTRA para la simulación matemática de procesos de intrusión marina en acuíferos. III TIAC, Almería, I: 445–458.
- Nath, S.K., Patra, H.P., Shahid, S (2000). Geophysical prospecting for groundwater. Balkema: 1–255.
- Nguyen, F., Kemna, A., Antonsson, A., Engesgaard, P., Kuras, O., Ogilvy, R., Gisbert, J., Jorreto, S., Frances–Herrera, I. (2007). Characterization of saltwater intrusion using electrical imaging: numerical simulation and fields study. III TIAC, Almería, I:
- Nguyen, F., Kemna, A., Antonsson, A., Engesgaard, P., Kuras, A., Ogilvy, R., Gisbert, J., Jorreto, S., Pulido–Bosch, A. (2009). Characterization of seawater intrusions using 2D electrical tomography. Near Surface Geophysics Journal, Special Issue on Hydrogeophysics, 7: 377–390.
- Nielsen, P. (1990). Tidal dynamics of the water table in beaches. Water Resour. Res. 26(9): 2127–2134.
- Nishikawa, T., Siade, A.J., Reichard, E.G., Ponti, D.J., Canales, A.G., Johnson, T.A. (2009). Stratigraphic controls on seawater intrusion and implications for groundwater management, Dominguez Gap area of Los Angeles, California, USA. Hydrogeol. J., 17(7): 1699–1725.
- Nomitsu, T., Toyohara, Y., Kamimoto, R. (1927). On the contact surface of fresh and salt water near a sandy sea shore. Kyoto Imperial University. Mem. Coll. Sci. Serie A, 10(7): 279–302.
- Nordbotten, J.M.; Celia, M.A. (2006). An improved analytical solution for interface upconing around a well. Water Resour. Res., 42(8): W08,433.
- Oberbeck, A. (1879). Über die Wärmelaitung der Flüssigkeiten bei Berücksichtigung der Strömung infolge von Temperaturdifferenzen. Ann. Phys. Chem., 7, 271–292.
- Ogilvy, R.D., Kuras, O., Meldrum, P.I., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Gisbert, J., Jorreto, S., Pulido–Bosch, A., Kemna, A., Nguyen, F., Tsourlos, P. (2007). Automated monitoring of coastal aquifers with electrical resistivity tomography. III TIAC, Almería, I: 333–342.
- Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E. (2008). Advances in geoelectric imaging technologies for the measurement and monitoring of complex earth systems and processes. In: Proc. 33rd International Geological Congress, Oslo.
- Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Sen, M., Pulido–Bosch, A., Gisbert, J., Jorreto, S., Frances, I., Tsourlos, P. (2009). Automated monitoring of coastal aquifers with electrical resistivity tomography. Near Surface Geophysics Journal, Special Issue on Hydrogeophysics, 7: 367–375.
- Olivella, S.; Carrera, J.; Gens, A.; Alonso, E.E. (1994). Nonisothermal multiphase flow of brine and gas through saline media. Transport in Porous Media, 15(3): 271–293.
- Oswald, S.E., Scheidegge, M.B., Kinzelbach, W. (2002). Time–dependent measurement of strongly density–dependent flow in a porous medium via nuclear magnetic resonance imaging. Transp. Porous Media, 47:169–193.
- Ostrom, M., Hayworth, J.S., Dani, J.H., Guven, O. (1992). Behavior of dense aqueous phase leachate plumes in homogeneous porous media. Water Resour. Res., 28: 2123–2134.
- Otero, N., Soler, A., Corp, R.M., Mas–Pla, J., García–Solsona, E., Masqué, P. (2011). Origin and evolution of groundwater collected by a desalination plant (Tordera, Spain): a multi–isotopic approach. J. Hydrology, 397: 37–46.

- Oude Essink, G.H.P. (2003). Mathematical models and their application to salt water intrusion problems. II TIAC, Alicante, II: 57–78.
- Oude–Essink, G.H.P., Boekelman, R.H. (1996). Problems with large scale modeling of salt water intrusion in 3D. 14 SWIM: 16–29.
- Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S. y de Louw, P.G.B. (2010). Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. Water Resour. Res., 46: W00F04.
- Padilla, F., Cruz–San Julián, J. (1997). Modeling sea–water intrusion with open boundary conditions. Groundwater, 35(4): 704–712.
- Paredes, J. (1974). Desarrollo de la termografía infrarroja aplicada a la hidrología. Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. CEDEX–Gobierno de Canarias–Unesco, 1987. Madrid–Las Palmas. II: 869–900.
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. (1999). User’s guide to PHREEQC (version 2) – a computer program for speciation, batch–reaction, one–dimensional transport, and inverse geochemical calculations. US Geol. Survey Water–Resources Investigations Report 99–4259: 1–326.
- Parkhurst, D.L., Kipp, K.L., Engesgaard, P., Charlton, S.R. (2004). PHAST – A Program for simulating ground–water flow and multicomponent geochemical reactions. US Geol. Survey Program Manual. http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phast
- Paschke, N.W., J.A. Hoopes (1984). Buoyant contaminant plumes in groundwater. Water Resour. Res., 20: 1183–1192.
- Paster, A., Dagan, G. (2008a). Mixing at the interface between two fluids in aquifer well upconing steady flow. Water Resour. Res., 44: W05408.
- Paster, A., Dagan, G. (2008b). Mixing at the interface between fresh and saltwaters in 3D steady flow with applications to a pumping well in a coastal aquifer. Adv. Water Resources, 31: 1565–1577.
- Pauw, P.S., van der Zee, S.E.A.T.M., Leijnse, A., Oude Essink, G H.P. (2016). Saltwater upconing due to cyclic pumping by horizontal wells in freshwater lenses. Groundwater, 54(4): 521–531.
- Pavlin, B. (1973) Establishment of subsurface dams and utilisation of natural subsurface barriers for realisation of underground storages in the coastal karst spring zones and their protection against sea–water intrusion. Commission Internationale des Grands Barrages, 11ème Congrès: 487–501.
- Perna, G. (1994). Il carsismo profondo nel sulcis Iglesiente (Sardegna Sud–Occidentale) en el Trentino–Veneto (Alpi Sud–Orientale Italiano). In: Carsismo Messiniano: esempi de Carsismo Profondo Correlati con il Livello del Mediterraneo Messiniano. Anali dei Musei Civici–Rovereto, 10: 327–378.
- Peterson, R.N., Burnett, W.C., Gleen, C.R., Johson, A.G. (2009). Quantification of point–source groundwater discharges from the shore–line of the Big Island, Hawaii. Limnol. Oceanogr., 54: 890–904.
- Pinault, J.–L., Doerfliger, N., Ladouche, B., Bakalowicz, M. (2004). Characterizing a coastal karst aquifer using an inverse modelling approach: The saline springs of Thau, southern France. Water Resour. Res., 40, W08501.
- Pirazzoli, P.A. (1988). Sea–level corrections: applying IGCP results. Episodes. 11(2): 111–115.
- Pirazzoli, P.A. (1996). Sea–level changes: the last 20,000 years. Wiley: 1–224.

- Plummer, L.N.; Prestemon, E.C.; Parkhurst, D.L. (1991). An interactive code (NETPATH) for modeling NET geochemical reactions along a flow PATH: U.S. Geological Survey Water–Resources Investigations Report 91 – 4078, 227 p. US Geol. Survey, Washington DC.
- Pool, M., Abarca, E., Carrera, J. (2007). Simplificaciones en la modelación de la intrusión marina: validez y alcance. *Bol. Geol. Minero*, 118 (Especial): 593–608.
- Pool, M., Carrera, J. (2011). Factor corrector para incluir los mecanismos de mezcla en las aproximaciones de Ghijsen–Herzberg y caudal crítico de extracción en acuífero costeros. En: Cabrera, M.C.; Lambán L.J.; Manzano, M.; Valverde, M. (Eds.). 2011. Cuatro Décadas de Investigación y Formación en Aguas Subterráneas: Libro Homenaje al Profesor Emilio Custodio. AIH–Grupo Español: 239–254.
- Posamentier, H.W., Jervey, M.T., Van, P.R. (1988). Eustatic control on clastic depositions I – Conceptual framework. II – Sequence and systems tract models. In: Wilgus, C.K., Hastings, B.S., Kendall C.G. St. C., Posamentier, H., Ross, C.A., Van Wagoner, J. (eds.), *Sea level Changes–An Integrated Approach*. Soc. Econ. Paleontol. Mineral., Special Publ., 42: 109–124 and 125–154.
- Post, V. (2011). A new package for simulating periodic boundary conditions in MODFLOW and SEAWAT. *Computers & Geosciences*, doi: 10.1016/j.cageo.2011–01–012.
- Post, V. (2012). Electrical conductivity as a proxy for groundwater density in coastal aquifers. *Ground Water*, 50(5): 785–792.
- Post, V., Kooi, H., Simmons, C. (2007). Using hydraulic head measurements in variable density ground water flow analyses. *Ground Water* 45(6): 664–671.
- Post, V., Abarca, E. (eds.) (2010). Saltwater and freshwaters interactions in coastal aquifers. *J. Hydrol.*, Special Issue, 19(1): 1–270.
- Post, V.E., von Asmuth, J.R. (2013). Review: Hydraulic head measurements–new technologies, classic pitfalls. *Hydrogeol. J.*, 21: 737–750.
- Postma, G. (1983). Water escape structures in the context of a depositional model of a mass flow dominated conglomeratic fan–delta (Abrija Formation, Pliocene, Almeria Basin, SE Spain). *Sedimentology*, 30: 91–103.
- Potíé, L., Tardieu, B. (2004). Port Miou – Bestouan – Cassis (France): summary of the balance. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 282–291.
- Poulsen, S.E., Rasmussen, K.R., Christensen, N.B., Christensen, S. (2010). Evaluating the salinity distribution of a shallow coastal aquifer by vertical multielectrode profiling (Denemark). *Hydrogeol. J.*, 8: 161–171.
- Prasad, A.; Simmons, C.T. (2003). Unstable density–driven flow in heterogeneous porous media: A stochastic study of the Elder [1967b] “short heater” problema. *Water Resour. Res.*, 39(1): 1007.
- Prasad, A., Simmons, C.T. (2005). Using quantitative indicators to evaluate results from variable–density groundwater flow models. *Hydrogeol. J.*, 13(5–6): 905–914.
- Price, R.M.; Herman, J.S. (1991). Geochemical investigation of salt–water intrusion into coastal carbonate aquifer: Mallorca, Spain. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 103: 1270–1279.
- Pulido Bosch, A. (2006). Las plantas desaladoras ¿van a cambiar la “hidrogeología de las áreas costeras?”. *Las Aguas Subterráneas en los Países Mediterráneos*. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas 17. IGME, Madrid: 275–286.

- Pulido–Bosch, A., Pulido–Leboeuf, P.; Gisbert, J. (2004). Pumping seawater from coastal aquifers for supplying desalination plants. *Geological Acta*, 2: 99–109.
- Pulido–Velázquez, D., Ahlfeld, D., Andreu, J., Sahuquillo, A. (2008). Reducing the computational cost of unconfined groundwater flow in conjunctive–use models at basin scale assuming linear behaviour: The case of Adra–Campo de Dalías. *Journal of Hydrology*, 353(1–2): 159–174.
- Rabineau, M. (2001). Un modèle géométrique et stratigraphique des séquences de dépôt quaternaires sur la marge du Golfe du Lion: Enregistrement des cycles climatiques de 100.000 ans. PhD, University of Rennes 1: 1–480.
- Ramalho, E.C., Marques da Silva, M., Correia, A. (2009). *Diagrafias aplicadas à hidrogeologia*. Palimage, Coimbra: 1–282.
- Ratsimandresy, A., Cortes, J.M., Ferrer, L., Menvielle, S., Antoranz, A., Serrano, V., Mateu, J. (2003). Intrusión marina en el sistema de cuevas Toix–Moraig: procesos físicos. *Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst, Boletín* 4: 66–69.
- Reilly, T.E., Goodman, A.S. (1985): Quantitative–analysis of saltwater fresh–water relationships in groundwater systems – A historical perspective. *J. Hydrol.*, 80: 125–160.
- Reilly, T.E., Goodman, A.S. (1987). Analysis of saltwater upconing beneath a pumping well. *J. Hydrol.*, 89 (3–4): 169–204.
- Rezaei, M., Sanz, E., Raeisi, E., Ayora, E., Vázquez–Suñé, E. y Carrera, J. (2005): Reactive transport modelling of calcite dissolution in the fresh salt water mixing zone. *J. Hydrol.*, 311: 282–298.
- Riba i Arderiu, O. (1981). Canvis de nivell i de salinitat de la mediterrània occidental durant el Neogen i el Quaternari. *Treballs Institut Català Història Natural*, 9: 45–62.
- Roberts, M.E., Trefry, M.G., Fowkes, N., Bassom, A.P., Abbott P.C. (2011). Water–table response to tidal forcing at sloping beaches. *J. Engineering Mathematics* 69(4): 291–311.
- Robinson, C., Li, L., Barry, P.A. (2007). Effect of tidal forcing on a subterranean estuary. *Ad. in Water Resour.*, 30(4): 851–865.
- Robinson, C., Li, L., Prommer, H. (2007). Tide–included recirculation across the aquifer–ocean interface. *Water Resour. Res.*, 43: W07429. Doi: 10.1029/2006WR005679.
- Robinson, R.A. (1954). The vapour pressure and osmotic equivalence of sea water. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 33: 449–455.
- Rodellas, V., García–Orellana, J., García–Solsona, E., Masqué, P., Domínguez, J.A., Ballesteros, B.J., Mejías, M., Zarroca, M. (2012). Quantifying groundwater discharge from different sources into a Mediterranean wetland by using ²²²Rn and Ra isotopes. *J. Hydrol.*, 466–467: 11–22.
- Romanov, D., Dreydrodt, W. (2006). Evolution of porosity in the saltwater–freshwater mixing zone of coastal carbonate aquifers: An alternative modelling approach. *J. Hydrol.*, 329: 661–673.
- Ronen, D., Yechieli, Y., Kribus, A. (1995). Buoyancy–induced flow of a tracer in vertical conduits. *Water Resour. Res.*, 31(5): 1167–1173.

- Saaltink, M. W., Carrera, J., Olivella, S. (2004). Mass balance errors when solving the convective form of the transport equation in transient flow problems. *Water Resour. Res.*, 40 (5), W05107.
- Saeed, M.M., Bruen, M., Asghar, M.N. (2002). A review of modeling approaches to simulate saline–upconing under skimming wells. *Nordic Hydrol.*, 33: 165–188.
- Samper, J. (1998). Evaluación de la recarga por la lluvia mediante balances de agua: utilización, calibración e incertidumbres. *Bol. Geol. Minero*, 109: 31–54.
- Samper, J., Huguet, Ll., Arés, J., García, M.A. (1999). Manual del usuario del programa Visual Balan V.1.0. Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga. Empresa Nacional de Residuos Radiactivos (ENRESA). Publ. Técnica 05/99: 1–134.
- Samper, J., Huguet, Ll., Ares, J., García–Vera, M.A. (2005). User’s guide VisualBALAN v.2.0: código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, A Coruña: 1–150.
- Sánchez–Martos, F.; Pulido–Bosch, A. (1999). Boron and the origin of salinization in an aquifer in the south–east of Spain. *CRAS Sci. Terre et des Planets*, 328(11): 751–757.
- Sánchez–Martos, F., Pulido–Bosch, A., Calaforra, J.M. (1999). Hydrogeochemical processes in an arid region of Europe (Almeria, SE Spain). *Applied Geochemistry*, 14(6): 735–745.
- Sanford, W.E., Konikow, L.F. (1985). A two–constituent solute–transport model for ground water having variable density. *U.S. Geol. Surv. Water–Resour. Inves. Report 85–4279*: 1–88.
- Sanford, W.E., Konikow, L.F. (1989a). Simulation of calcite dissolution and porosity changes in saltwater mixing zones in coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 25: 655–667.
- Sanford, W.E., Konikow, L.F. (1989b). Porosity development in coastal carbonate aquifers. *Geology*, 17: 249–252.
- Santoro, A.E. (2010). Microbial nitrogen cycling at the saltwater–freshwater interface. *Hydrogeol. J.*, 18: 187–202.
- Sanz, E., Custodio, E., Carrera, J., Ayora, C., Barón, A., González, C. (2002). Modelling coastal salty springs: first approach in carbonate media (S’Almadrava, Mallorca, Spain). 17th SWIM, Delft, Delft University of Technology: 195–203.
- Sanz, E., Custodio, E., Carrera, J., Ayora, C., Barón, A., González, C. (2008). Modeling karst salty springs in coastal carbonate aquifers (S’Almadrava, Mallorca, Spain). 2nd Intern. Conf. Salt Water Intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management (SWICA). Mérida, Yucatán, México,
- Scanlon, B.R., Keese, K.E., Flint, A.L., Flint, L.E., Gaye, C.B., Edmunds, W.M., Simmers, I. (2006). Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20: 3335–3370.
- Schincariol, R.A., Schwartz, F.W. (1990). An experimental investigation of variable density flow and mixing in homogeneous and heterogeneous media. *Water Resour. Res.*, 26: 2317–2329.
- Schincariol, R.A. (1998). Dispersive mixing dynamics of dense miscible plumes: natural perturbation initiation by local–scale heterogeneities. *J. Contam. Hydrol.*, 34: 247–271.
- Schmorak, S., Mercado, A. (1969). Upconing of fresh water–sea water interface below pumping wells: field study. *Water Resour. Res.*, 5(6): 1290–1311.

- Schneider, A., Fein, E. (2004). Modelling density–driven flow using d³f. 18th SWIM, Cartagena: 127–138.
- Schoeller, H. (1941). L'influence de climat sur la composition chimique des a eaux souterraines vadoses. Bull. Societé Géologique de France, 11: 267–289.
- Schoeller, H. (1956). Géochimie des eaux souterraines: applications aux eaux des gisements de pétrole. Editions Technip. Paris.
- Schoeller, H. (1962). Les eaux souterraines. Ed. Masson, Paris: 1–642.
- Schwerdtfeger, B.C. (1979). On the occurrence of submarine fresh water discharges. 4th SWIM 1979, Hannover.
- Senger, R.K., Fogg, G.E. (1990). Stream functions and equivalent freshwater heads for modeling regional flow of variable–density groundwater 1. Review of theory and verification. Water Resour. Res., 26(9): 2089–2096.
- Serfes, M.E. (1991). Determining the mean hydraulic gradient of ground water affected by tidal fluctuations. Ground Water, 29(4): 549–555.
- Shackleton, N.J. (1987). Oxygen isotopes, ice volume and sealevel. Quaternary Science Reviews, 6: 183–190.
- Shamir, V.; Dagan, G. (1971). Motion of the sea water interface in coastal aquifers: a numerical solution. Water Resour. Res., 7(3): 644–657.
- Shatish, S., Elanga, L., Rajesh, R., Sarma, S. (2011). Assessment of seawater mixing in a coastal aquifer by high resolution electrival resistivity tomography. Intern. J. Environm. Sci. Tech., 8(3): 483–492.
- Simpson, M.J., Clement, T.P. (2003). Theoretical analysis of the worthiness of Henry and Elder problems as benchmarks of density–dependent groundwater flow models. Ad. in Water Resources, 26(1): 17–31.
- Simpson, M.J., Clement, T.P. (2004a). Improving the worthiness of the Henry problem as a benchmark for density–dependent groundwater flow models. Water Resour. Res., 40, W01504, doi: 10.1029/2003WR002199.
- Simpson, M.J., Clement, T.P. (2004b). Testing numerical models of variable density ground water flow: current trends and the renaissance of the Henry problem. 18th SWIM, Cartagena: 41–48.
- Singh, A., Leonardi, K.E., Thorpe, G.R. (1993). Three–dimensional natural convection in a confined fluid overlying a porous layer. J. Heat Transfer, 115: 631–638.
- Singh, A., M.K. Jha, M.K. (2012). A data–driven approach for analyzing dynamics of tide–aquifer interaction in coastal aquifer systems. Environ. Earth Sci. 65(4): 1333–1355.
- Sivan, O., Yechieli, Y., Herut, B., Lazar, B. (2005). Geochemical evolution and timescale of seawater intrusion into the coastal aquifer of Israel. Geochim Cosmochim. Acta, 69(3): 579–592.
- Slooten, L., Batlle, F. y Carrera, J. 2007. Process Oriented Simulation and Inverstion Tool (PROSIT): Getting Start–ed. UPC, Barcelona.
- Slooten, L.J., Carrera, j., Castro, E., Fernandez–Garcia, D. (2010). A sensitivity analysis of tide–induced head fluctuations in coastal aquifers. J. Hydrology, 393(3–4): 370–380.
- Smith, A.J. (2004). Mixed convection and density–dependent seawater circulation in coastal aquifers. Water Re–sour. Res., 40.W08309, doi: 10.1029/2003WR002977.

- Smith, S., Hollibaugh, J. (1993). Coastal metabolism and the oceanic organic carbon balance. *Rev. Geophys.*, 31(1): 75–89, doi: 10.1029/92RG02584.
- Song, Z., Li, L., Nielsen, P., Lockington, D. (2006). Quantification of tidal watertable overheight in a coastal unconfined aquifer. *J. Engineering Mathematics*, 56(4): 437–444.
- Song, Z., Li, L., Kong, J., H. Zhang, H. (2007). A new analytical solution of tidal water table fluctuations in a coastal unconfined aquifer. *J. Hydrology* 340(3–4): 256–260.
- Stanley, D.J., Warne, A.G. (1994). Worldwide initiation of Holocene marine deltas by deceleration of sea–level rise. *Science*, 265: 228–230.
- Stieglitz, T. (2005). Submarine groundwater discharge into the nearshore zone of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 51: 51–59.
- Stoessell, R.K., Ward, W.C., Ford, B.H., Schuffert, J.D. (1989). Water chemistry and CaCO_3 dissolution in the saline part of an open–flow mixing zone, coastal Yucatan Peninsula, Mexico. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 101: 159–169.
- Stojsavljevic, J.D., Jeng, D.S., Seymour, B.R., Pokrajac, D. (2012). Higher order analytical solutions of water table fluctuations in coastal aquifers. *Groundwater* 50, no. 2: 301–307.
- Strack, O.D.L. (1972). Some cases of interface flow towards drains. *J. Eng. Math.*, 6(2): 175–191.
- Strack, O.D.L. (1976). A single–potential solution for regional interface problems in coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 12(6): 1165–1175.
- Strack, O.D.L., Bakker, M. (1995). Validation of the Dupuit–Forchheimer formulation for flow with variable density. *Water Resour. Res.*, 31(12): 3019–3024.
- Streltsova, T.D., Kashef, A.I. (1974). Critical state of saltwater upconing beneath artesian discharge wells. *Water Resour. Bull.*, 10(5): 995–1008.
- Stringfield, V.T., Le Grand, H.E. (1969). Relation of sea water to fresh water in carbonate rocks in coastal areas, with special reference to Florida, U.S.A. and Cephalonia (Kephallinia), Greece. *J. Hydrol.*, 9: 387–404.
- Stuyfzand, P.J. (1989). An accurate, relatively simple calculation of the saturation index of calcite for fresh to salt water. *J. Hydrol.*, 105: 95–107.
- Stuyfzand, P.J., Raat, K.J. (2010). Benefits and hurdles of using brackish groundwater as a drinking water source in the Netherlands. *Hydrogeol. J.*, 18: 117–130.
- Swarzenski, W.V. (1959). Determination of chloride in water from core samples. *Am. Assoc. Petroleum Geologists Bull.* 43(8): 1995–1998.
- Tamez–Meléndez, C., Hernández–Antonio, A., Gaona–Zanella, P.C., Ornelas–Soto, N., Mahlknecht, J. (2016). Isotope signatures and hydrochemistry as tools in assessing groundwater occurrence and dynamics in a coastal arid aquifer. *Environ. Earth Sci.*, 75: 830.
- Taniguchi, M. (2000). Evaluations of the saltwater–groundwater interface from borehole temperature in a coastal region. *Geophysical Research Letters*, 27(5): 713–716.
- Taniguchi, M. (2002). Tidal effects on submarine groundwater discharge into the ocean. *Geophysical Research Letters*, 29(12) art. 1561.

- Taniguchi, M., Fukuo, Y. (1993). Continuous measurements of groundwater seepage using an automatic seepage meter. *Ground Water*, 31: 675–679.
- Taniguchi, M., Burnett, W.C., Cable, J.E., J.V., Turner, J.V., (2002). Investigation of submarine groundwater discharge. *Hydrol. Proc.* 16: 2115–2129.
- Taylor, R.G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., van Beek, R., Wada, Y., Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J.S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T.R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M.F.P., Alan MacDonald, A., Fan, Y., Maxwell, R.M., Yechieli, Y., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Shamsudduha, M., Hiscock, K., Yeh, P.J.-F., Holman I., Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3 April 2013. www.nature.com/natureclimatechange
- Tellam, J.H., Lloyd, J.W. (1986). Problems in the recognition of seawater intrusion by chemical means: an example of apparent equivalence. *Q. J. Eng. Geol.*, 19: 389–398.
- ten Hoorn, W.H.C. (1981). The shape of a freshwater lens in the case of two aquifers separated by a semipervious layer. VII Salt Water Intrusion Meeting. Uppsala. Sveriges Geologiska Undersökning. Reporter och Meddelanden 27: 249–261.
- Teo, H., Jeng, D., Seymour, B., Barry, D., Li, L. (2003). A new analytical solution for water table fluctuations in coastal aquifers with sloping beaches. *Adv. Water Resour.* 26(12): 1239–1247.
- Terry, J.P., Falkland, A.C. (2010). Response of atoll freshwater lenses to storm–surge overwash in the Northern Cook Islands. *Hydrogeol.J.*, 18: 749–759.
- Tiniakos, L., Tavitian, J., Livaniou–Tiniakou, A. (2004). The Anavalos–Kiveri coastal spring (Argolis, E. Peloponnese, Greece): hydrogeology and drought–water quality relation. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 308–316.
- Todd, D.K. (1959). *Ground water hydrology*. Ed. John Wiley & Sons (5th edition, 1963), Cap: 12. *Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers*: 277–296.
- Truesdell, A.H., Jones, B.F. (1974). WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibria of natural waters. *J. Research, US Geol. Survey*, 2(12): 233–248.
- Tulipano, L. (2003). Overexploitation consequences and management criteria in coastal karstic aquifers. In: TIAC, II: 113–126.
- Tulipano, L. (2004). Evaluation of freshwater/saltwater equilibrium by logging. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 107–112.
- Tulipano, L., Fidelibus, M.D., Panagopoulos, A. (eds.). (2004). *Groundwater management of coastal karstic aquifers*. COST Action 621 Final Report. Directorate–General for Research, European Commission. Brussels: 1–365.
- Uchiyama, Y., Nadaoka, K., Rolke, P., Adachi, K., Yagi, H. (2000). Submarine groundwater discharge into the sea and associated nutrient transport in a sandy beach. *Water Resources Research*, 36(6): 1467–1479.
- Ukarande, S. (2009). Numerical modeling of coastal aquifers: Numerical strategies to check ingress of sea water in coastal aquifer. VDM Verlag.

- UNESCO (2004). Submarine groundwater discharge: Management implications, measurements and effects. IHP–VI Series on Groundwater 5, IOC Manuals and Guides 44.
- UPC (2003). Visual Transin Code. Departament d'Enginyeria del Terreny. UPC. Barcelona.
- van Dam, J.C. (1975). Fresh water–salt water relationships. In: W. de Breuck (ed.): IV SWIM, Ghent. 12–29.
- van Dam, J.C. (1977). Determination of horizontal and vertical ground–water flow from piezometric levels observed in groundwater of varied densities. Deft Progress Report 3: 19–34. 5th SWIM. Medmenham.
- van Dam, J.C. (1979). The shape of the fresh–water/salt–water interface in a semi–confined aquifer. 4th SWIM, Hannover. 1979. Geologisches Jahrbuch, 1981. Hannover: 149–157.
- van Dam, J.C. (1981). Analysis of the posible shapes of the fresh water–salt water interface in a semiconfined aquifer with axial–symmetric boundary conditions. 6th SWIM, Uppsala. Sveriges Geologiska Undersökning. Rapporter och Meddelanden 27: 220–230.
- van Dam, J.C., Sikkema, P.C. (1982). Approximate solution of the problem of the shape of the interface in a semi–confined aquifer. J. of Hydrol., 56: 221–237.
- Vandenbohede, A., Lebbe, L. (2006). Effects of tides on a sloping shore: groundwater dynamics and propagation of the tidal wave. Hydrogeol. J., 15(4): 645–658.
- van der Veer, P. (1977a). Analytical solution for a two–fluid flow in a coastal aquifer involving a phreatic surface with precipitation. J. Hydrol, 35:271–278.
- van der Veer, P. (1977b). Numerical calculation of the behavior in time of an interface between two moving fluids in a polder aquifer. 5th SWIM, Medmenham: 38–45.
- Van Meir, N., Lebbe, L. (2005). Parameter identification for axi–symetric density–dependent groundwater flow based on drawdown and concentration data. J. Hydrol. 309: 167–177.
- Vappicha, V.N.; Naggaraja, S.H. (1976). An approximate solution for the transient interface in a coastal aquifer. ASCE, J. Hydraulics: 161–173.
- Varni. M., Carrera, J. (1998). Simulation of groundwater age distribution. Water Resour. Res., 34: 3271–3282.
- Vázquez, I., de la Fuente Briz, M.P. (2007). Exactitud y precisión de la Cromatografía <i>i>iónica de Alta Resolución (HPIC) en el estudio hidrogeológico de aniones y relaciones iónicas. TIAC 2007, Almería, I: 831–838.
- Vengosh, A., Spivack, A.J., Artzi, Y, Ayalon, A. (1999). Geochemical and boron, strontium and oxygen isotopic constraints on the salinity in groundwater. Water Resour. Res., 35(6): 1877–1894.
- Versluys, J. (1916). Chemische werking in den ondergrond der duinen. Verslagen en Mededeelinden Koninklijke Nederlandsche Akademie van Wetenschappen, afdeling Wisk– en Natuurkunde, 24: 1971–1676.
- Versteeg, R., Ankeny, M., Harbour, J., Health, G., Kostelnik, K., Mattson, E., Moor, K., Richardson, A., Wangerud, K. (2004). A structured approach to the use of near–surface geophysics in long–term monitoring. The Leading Edge, 23(7): 700–703.
- Versteeg, R., Johnson, T. (2008). Using time–lapse electrical geophysics to monitor subsurface processes. The Leading Edge, November 2008. 1488–1497.

- Violette, S., Boulicot, G., Gorelick, S.M. (2009). Tsunami-induced groundwater salinization in southeastern India. *CR Geoscience*, 341: 339–346.
- Vogel, J.C. (1967). Investigation of groundwater flow with radiocarbon. In: *Isotopes in Hydrology*. Inter. Atomic Energy Agency, Vienna, IAEA–SM 83/24: 355–368.
- Vogel, J.C. (1970). Carbon–14 dating of groundwater. In: *Isotope Hydrology*. Inter. Atomic Energy Agency, Vienna : 255–239.
- Vogel, J.C., Thilo, I., Van Drijken, M. (1974). Determination of groundwater recharge with tritium. *J. Hydrol.* 23 (131–140).
- Voss, C.I. (1984). SUTRA: A finite–element simulation model for saturated–unsaturated, fluid–density–dependent ground–water flow with energy transport or chemically–reactive single–species solute transport. *US Geol. Survey, Water Resour. Inv. Report*, 84–4389: 1–409.
- Voss, C.I., Souza, W.R. (1987). Variable density flow and solute transport simulation of regional aquifers containing a narrow fresh–water–saltwater transition zone. *Water Resour. Res.*, 23(10): 1851–1866.
- Voss, C.I., Provost, A. (2002). SUTRA, a model for saturated–unsaturated variable–density ground–water flow with solute of energy transport. *US Geol. Survey, Water Resources Investigations Report* 02–4231: 1–250.
- Wada, Y., van Beek, L.P.H., Sperna Woiland, F.C., Chao, B.F., Bu, Y–H, Bierkens, M.F.P. (2012). Past and future contribution of groundwater depletion to sea–level. *Geophysical Research Letters*, 39, L09, doi: 10.1029/2012GL051230.
- Waelbroeck, C., Labeyrie, L., Michel, E., Duplessy, J.C., McManus, J., Lambeck, K., Balbon, E., Labracherie, M. (2002). Sea–level and deep water temperature changes derived from benthic foraminifera isotopic records. *Quaternary Science Reviews*, 21: 295–305.
- Walraevens, K., Van Camp, M. (2004). Advances in understanding natural groundwater quality controls in coastal aquifers. *18th SWIM, Cartagena*: 449–463.
- Watson, T.A., Werner, A.D., Simmons, C.T. (2010). Transcience of seawater intrusion in response to sea level rise. *Water Resour. Res.*, 46, W42533, doi: 10.1029/2010WR009564.
- Webb, M.D., Howard, W.F. (2011). Modeling the transient response of saline intrusion to rising sea–levels. *Ground Water*, 49(4): 560–569.
- Werner, A.D., Habermehl, M.A., Laity, T. (2005). An Australian perspective of seawater intrusion. 2nd Intern. Salinity Forum. Salinity, water and society–global issues, local action.
- Werner, A.D., Jakovovic, D., Simmons, C.T. (2009). Experimental observations of saltwater up–coning. *J. Hydrol.*, 373: 230–241.
- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C., Ataiee–ashtani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A. (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Adv. Water Resour.*, 51: 3–26.
- Whitaker, S. 1986. Flow in porous media I: A theoretical derivation of Darcy’s law. *Transport in Porous Media*, V1(1), 3–25.
- White, I., Falkland, T. (2010). Management of freshwater lenses on small Pacific islands. *Hydrogeol. J.*, 18: 227–246.

- Whittemore, D.O. (1988). Bromide as a tracer in ground–water studies: geochemistry and analytical determination. Proc. Ground Water Geochem. Conf., Denver National Water Well Assoc. Dublin, Ohio: 339–360.
- Wicks, C.M., Herman, J.S. (1995). The effect of zones of high porosity and permeability on the configuration of the saline–freshwater mixing zone. *Ground Water*, 33(5): 733–740.
- Wigley, T.M.L., Plummer, L.N. (1976). Mixing of carbonate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40: 989–995.
- Wilson, A. (2005). Fresh and saline groundwater discharge to the ocean: A regional perspective. *Water Resour. Res.*, 41.W02016, doi: 10.1029/2004WR003399.
- Wirojanagud, P., Charberneau, R.J. (1985). Saltwater upconing in unconfined aquifers. *ASCE, J. Hyd. Eng.*, 111(3): 417–434.
- Wood, M., Simmons, C.T., Hutson, J.L. (2004). A breakthrough curve analysis of unstable density–driven flow and transport in homogeneous media. *Water Resour. Res.*, 40: W03505, doi: 10.1029/2003WR002668.2004.
- Xu, T., Samper, J., Ayora, C., Manzano, M., Custodio, E. 1999. Modeling of non–isothermal multi–component reactive transport in field scale porous media flow systems. *J. Hydrol.* 214: 144–164.
- Yechieli, Y., Shalev, E., Wollman, S., Kiro, Y., Kafri, U. (2010). Response of the Mediterranean and Dead Sea coastal aquifers to sea level variations. *Water Resour. Res.*, 46, W12550, doi: 10.1029/2009WRR008708.2010.
- Yeh, G. T. (1995). 3DFEMFAT: Users manual of a 3–dimensional finite element model of density–dependent flow and transport through saturated–unsaturated media. Pennsylvania State University, Pennsylvania, USA.
- Yeh, H.D., Huang, C.S., Chang, Y.C., Jeng, D.S. (2010). An analytical solution for tidal fluctuations in unconfined aquifers with a vertical beach. *Water Resour. Res.*, 46, W10535, doi:10.1029/2009WR008786.
- Younger, P.L. (1996). Submarine groundwater discharge. *Nature*, 382: 121–122.
- Zazo, C. (1999). Interglacial sea levels. *Quaternary International*, 55: 101–113.
- Zazo, C. (2015). Explorando las costas de un pasado reciente: los cambios del nivel del mar. *Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, Madrid: 1–112.
- Zhang, Q., Volker, R., Lockington, D. (2001). Influence of seaward boundary condition on contaminant transport in unconfined coastal aquifers. *J. Contam. Hydrol.*, 49(3–4): 201–215.
- Zheng, C., Wang, P.P. (1999). A modular three–dimensional multispecies transport model. US Army Corps of Engineers. The Hydrogeology Group of University of Alabama: 1–239.
- Zhou, Q., Bear, J., Bensabat, J. (2005). Saltwater upconing and decay beneath a well pumping above an interface zone. *Transp. Porous Media* 61:337–363.

Capítulo 3.

Acuíferos costeros españoles insulares y del mediterráneo peninsular.

Consideraciones hidrodinámicas, hidrogeológicas
e hidrogeoquímicas

Preámbulo

Se dan los datos disponibles sobre la intrusión marina en los acuíferos costeros españoles mediterráneos peninsulares y de los archipiélagos balear y canario, con una introducción general. La presentación para la costa mediterránea se hace geográficamente de norte a sur, por regiones. Cada agrupación (subcapítulo) tiene sus propias referencias. Se pone mayor énfasis en los casos en que la información es detallada, como en el Delta del Llobregat, en la Plana de Castelló, en el Delta del Andarax y en el Campo de Dalías. El contenido es hidrogeológico. Los aspectos de carácter administrativo–legal, económico y social se deja para los Capítulos siguientes.

Índice

- 3.1 Introducción y situación general en España
 - 3.1.1 Introducción general
 - 3.1.2 Situación general
 - 3.1.3 Información general
 - 3.1.4 Desalinización y desalobración
 - 3.1.5 Referencias generales sobre los acuíferos costeros españoles
- 3.2 Acuíferos costeros de Cataluña
 - 3.2.1 Consideraciones generales sobre los acuíferos costeros de Cataluña
 - 3.2.2 Acuíferos catalanes al norte de Barcelona
 - 3.2.3 Acuíferos de la Vall Baixa y Delta del Llobregat: El Baix Llobregat
 - 3.2.4 Acuíferos costeros de Cataluña al sur de Barcelona
 - 3.2.5 Referencias sobre los acuíferos costeros de Cataluña
- 3.3 Los acuíferos costeros en la Comunidad Valenciana
 - 3.3.1 Consideraciones generales
 - 3.3.2 Acuíferos costeros de la provincia de Castelló
 - 3.3.3 Planas de Valencia
 - 3.3.4 Acuíferos costeros del sur de la provincia de Valencia y de Alicante (Alacant)
 - 3.3.5 Referencias sobre los acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana
- 3.4 Cuenca del Segura y Región de Murcia
 - 3.4.1 Acuíferos costeros y sus condiciones
 - 3.4.2 Campo de Cartagena
 - 3.4.3 Mar Menor
 - 3.4.4 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Sierra de Cartagena
 - 3.4.5 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Mazarrón
 - 3.4.6 Inyección de aguas salinas
 - 3.4.7 Agradecimientos
 - 3.4.8 Referencias sobre los acuíferos costeros de Murcia
- 3.5 Acuíferos costeros mediterráneos andaluces
 - 3.5.1 Aspectos generales
 - 3.5.2 Acuíferos costeros orientales de Almería
 - 3.5.3 Poniente Almeriense: Campo de Dalías–Sierra de Gádor
 - 3.5.4 Acuíferos costeros de Granada y Málaga
 - 3.5.5 Referencias sobre los acuíferos costeros mediterráneos andaluces
- 3.6 Los acuíferos costeros de las Illes Balears
 - 3.6.1 Consideraciones generales
 - 3.6.2 Isla de Mallorca
 - 3.6.3 Isla de Menorca
 - 3.6.4 Isla de Eivissa (Ibiza)
 - 3.6.5 Isla de Formentera
 - 3.6.6 Referencias sobre los acuíferos costeros de Baleares
- 3.7 Archipiélago de Canarias
 - 3.7.1 Consideraciones generales
 - 3.7.2 Islas orientales: Lanzarote y Fuerteventura
 - 3.7.3 Isla de Gran Canaria
 - 3.7.4 Isla de Tenerife
 - 3.7.5 Islas occidentales: La Palma, La Gomera y El Hierro
 - 3.7.6 Referencias sobre los acuíferos costeros canarios
- ANEJO A3.1 Los acuíferos costeros en los Planes Hidrológicos
 - A3.1.1 Introducción
 - A3.1.2 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de Cataluña
 - A3.1.3 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Ebro

- A3.1.4 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Júcar
 - A3.1.5 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Segura
 - A3.1.6 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas
 - A3.1.7 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica en Ceuta y Melilla
 - A3.1.8 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de las Illes Balears
 - A3.1.9 Plan Hidrológico Insular de Lanzarote
 - A3.1.10 Plan Hidrológico Insular de Fuerteventura
 - A3.1.11 Plan Hidrológico Insular de Gran Canaria
 - A3.1.12 Plan Hidrológico Insular de Tenerife
 - A3.1.13 Plan Hidrológico Insular de La Palma
 - A3.1.14 Plan Hidrológico Insular de la Gomera
 - A3.1.15 Plan Hidrológico Insular de El Hierro
- ANEJO A3.2 La surgencia sub-marina de "La Falconera" (Garraf; Costa catalana)

Resumen

A lo largo del litoral español mediterráneo e insular hay 95 masas de agua subterránea (MASb), de las cuales en 56 se apreció algún problema de salinización por efecto marino, aunque no siempre está claro el origen de la salinidad. El número de acuíferos costeros identificables como afectados por problemas de salinización es mayor. En la mayoría se tiene alguna información sobre la situación de salinización, aunque lo más frecuente es que sea circunstancial y basada en datos ocasionales de algunas captaciones. Solo en unos pocos acuíferos se dispone de estudios específicos y en menos de 10 se tiene un conocimiento de detalle.

Lo comentado es una situación común en muchas áreas costeras de otros países. Sin embargo la presión humana en el área costera española para abastecimiento, industria, turismo y en especial para riego es muy elevada, lo que ha creado y crea ciertos problemas notables de salinización. Estos problemas aparecieron ya de forma aguda en la década de 1950 en el Delta del Besós y Llano de Barcelona y después fueron apareciendo en otras áreas, con un periodo de aparición de notables problemas en las décadas de 1970, 1980 y 1990, con el momento más agudo variable según el área. Se tuvieron serios problemas de abastecimiento a población por alta salinidad en muchos lugares, como en Tarragona, Palma de Mallorca, Eivissa (Ibiza), Xàvia (Javea), Telde; algunos subsisten mientras otros han remitido. Subsisten problemas importantes en el Delta del Llobregat, bajo control. La situación en el importante acuífero del Campo de Cartagena sigue deteriorándose.

Los problemas de salinización de numerosos acuíferos costeros son actualmente menores que lo que fueron hace dos décadas. En parte es por abandono de captaciones tras haberse aportado a las áreas afectadas

recursos de agua de otra procedencia o de desalinización de agua del mar y hasta cierto punto también de sustitución de extracciones para regadío por agua residual regenerada, incluso con desalobración si el agua original es demasiado salina.

Todo esto ha supuesto un esfuerzo económico importante, que en parte ha sido subvencionado y recibe subsidios para el funcionamiento. Esto sucede tanto en la costa peninsular como en la insular.

Tanto el hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas como el Instituto Geológico y Minero de España, por sí mismos o conjuntamente con otros organismos públicos, entre las décadas de 1970 y 1990 hicieron un gran esfuerzo de estudio de los acuíferos costeros y de establecimiento de redes de observación. También se hicieron grandes esfuerzos por parte de algunos grupos universitarios para llevar a cabo estudios avanzados, en buena parte apoyándose o complementando los estudios realizados por los organismos públicos antes mencionados. Pero este esfuerzo ha ido decayendo desde el año 2000, en especial coincidiendo con el traspaso de la responsabilidad de estudio, observación y control a los organismos de cuenca (distritos hidrográficos o fluviales) y también con la crisis económica. Actualmente el nivel de observación y estudio es una pequeña parte de lo que fue, de modo que en algunos acuíferos no se dispone de nuevos datos o los que se tienen no bastan para la caracterización de la intrusión marina. Afortunadamente esto ha coincidido con la mejora en la situación general de salinización, pero desaprovecha el potencial de los acuíferos costeros como fuentes de agua dulce permanente y en emergencias y sequías. No se tiene una clara política de cómo aplicar eficazmente lo dispuesto en la Directiva Marco del Agua y la Directiva del Agua Subterrá-

nea, más allá de intentar que las MASb en mal estado pasen a estar en buen estado cuantitativo y cualitativo para seguir los mandatos legales genéricos. Sin embargo, en ciertos casos las actuaciones necesarias pueden suponer esfuerzos excesivos, costes desproporcionados y en algunos casos tiempos muy dilatados, que pueden estar poco justificados socialmente y crear situaciones de conflicto en los usuarios de agua.

En la más reciente planificación hidrológica realizada, sólo en la Demarcación del Júcar se hace un tratamiento específico de las MASb costeras con establecimiento de caudales de descarga a respetar, y de forma menos elaborada en Cataluña. En los otros casos no se va más allá de descripciones y comentarios y con frecuencia no se consideran las contribuciones de los estudios realizados por grupos universitarios en el área.

Es especialmente destacable el notable esfuerzo para reunir conocimiento realizado por el Instituto Geológico y Minero de España en las tres reuniones del TIAC (Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros), al que se han sumado otros esfuerzos no específicos en reuniones nacionales de hidrogeología. Sin ellos el conocimiento disponible sería mucho menor.

En Cataluña, la parte costera al N de Barcelona, en la que dominan sedimentos detríticos recientes, tiene un comportamiento hidrogeológico notablemente distinto del que tiene la parte al S, donde dominan materiales carbonatados y depósitos litorales miocenos. Los problemas de salinidad han remitido debido a un menor uso de las aguas subterráneas.

En el delta de La Tordera, parte de la recuperación es debida a la reducción de las extracciones por los aportes de la planta desalinizadora de agua del mar, aunque subsisten problemas. También los problemas han remitido en el delta del Besós, donde se ha reanudado una parte de las extracciones para abastecimiento.

El delta del Llobregat tiene una profunda intrusión marina. El abastecimiento a Prat de Llobregat ha estado y está muy afectado. El control de la intrusión marina, aunque se haya realizado indirectamente, ha sido objeto de acciones de gestión desde finales de la década de 1940, con recarga artificial, aporte de agua externa y recientemente la operación temporal de una barrera hidráulica para control de la intrusión marina. También se han realizado desde la década de 1960 continuados estudios de los mecanismos y condiciones de la intrusión marina. El Delta del Llobregat es uno de los sistemas acuíferos costeros mejor conocidos a nivel

mundial. Las acciones de gestión se apoyan en un modelo de simulación. Aunque la explotación del acuífero ha disminuido notablemente, es una pieza clave para la garantía del abastecimiento del Área Metropolitana de Barcelona. En el delta del Llobregat se inició en 1975 la primera Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUADLL).

La parte de la costa catalana al Sur de Barcelona ha sufrido en el pasado importantes episodios de salinización en diversos lugares (Sitges, Calafell, Torredembarra, Tarragona), algunos de ellos con fuerte impacto sobre el abastecimiento a la población e instalaciones industriales, como en Tarragona y su entorno. Estos problemas han remitido notablemente. En el Delta del Ebro, en la parte más al Sur, dominan las de formaciones detríticas recientes, que pueden tener salinidades muy elevadas a causa de la combinación de retornos de riego y evaporación en sistemas lagunares relictos. Esta situación tiene un notable efecto en las formas y tipos de cultivo viables.

En la costa valenciana hay problemas actuales de salinización de los acuíferos en diversos lugares, con varios acuíferos en mal estado. Se han considerado con cierto detalle en la planificación hidrológica, para incluir una reserva de caudales de descarga al mar a fin de limitar la intrusión marina, en parte por desplazamiento de la cuña marina y en parte por conos ascensionales y a veces también por retornos de riego.

En el entorno costero de la Serra d'Irta, entre Peníscola y Alcossebre, se produce una notable descarga de agua dulce mar. La salinización de La Vall d'Uixó, en la Plana de Castelló, ha sido objeto de mejoras por redistribución de las captaciones y su traslado más hacia el interior. La existencia de una Comunidad General de Usuarios juega un papel relevante.

En la parte entre Dénia y Alicante (Alacant) se han producido notables problemas de salinización en la Marina Alta por extracciones, sólo parcialmente resueltos a partir de desalinización en Xàbia (Javea). En el área de Calp-Benissa existe la importante descarga al mar de El Moraig-Toix.

En la Marina Baja no hay actualmente serios problemas ya que se dispone de agua importada. Tampoco hay serios problemas en el Alacantí, donde se dispone de agua importada del interior y por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla. Hay una notable salinización, en parte natural, en el entorno de Cabo Roig.

En la costa murciana, los serios problemas en Maza-gón y Águilas en épocas anteriores han remitido notablemente. Hay notables problemas de aguas salobres en el Campo de Cartagena, pero su origen principal es por retorno de riegos.

Los acuíferos costeros mediterráneos andaluces tienen circunstancias hidrogeológicas muy diversas y por lo tanto con distintos procesos de salinización por intrusión marina. Algunos problemas son de aguas relictas de lo que fueron lagunas saladas (Cabo de Gata) o de retornos de riego en un acuífero ya salobre por efecto climático (Campo de Níjar).

Se han realizado estudios de detalle en el Delta del Andarax (Almería), en buena parte en relación con la captación de agua marina mediante pozos, para alimentar a la planta desalinizadora allí existente. Se analiza la fracción de agua dulce que se mezcla con el agua marina infiltrada y los procesos de cambio químico. Se han elaborado métodos de control en continuo.

En el área del Campo de Dalías–Sierra de Gádor, donde hay una elevada extracción de agua subterránea para abastecer Almería y muy especialmente a la muy intensiva agricultura en invernaderos del área, se está produciendo una lenta pero progresiva y preocupante salinización. A pesar de los numerosos y detallados estudios realizados por el Instituto Geológico y Minero de España y la Universidad de Almería, la caracterización y observación de la intrusión marina es aún insuficiente dada la complejidad hidrogeológica y la gran potencia de las formaciones.

Más al sur hay diversos pequeños acuíferos asociados a aluviales de ríos, que son de importancia local (Castell de Ferro, Motril–Salobreña, Río Verde–Almuñécar, Río Vélez), que han sido estudiados con cierto detalle por los equipos universitarios, en parte apoyándose en estudios del IGME. Normalmente se trata de pequeños acuíferos con corto tiempo de renovación, de modo que la salinización es un fenómeno predominantemente estacional o recuperable en unos pocos años. Las condiciones de recarga y los cambios antrópicos que la afectan tienen notable incidencia en el comportamiento.

La situación en Baleares varía de una isla a otra. Las aguas subterráneas son a efectos prácticos el único recurso de agua, aunque se ha adicionado la desalinización de agua de mar, pero su operatividad es pequeña en algunos casos. En las formaciones carbonatadas, en especial en las calcarenitas miocenas y calizas mesozoicas de Mallorca y Eivissa (Ibiza), la intrusión

marina puede ser importante y penetrante. En algunos casos, como en el Pla de Sant Jordi y el Pla de Campos, en Mallorca, existen notables conductos kársticos. En Mallorca la salinización alcanzó en algunos lugares grados elevados (Andratx, Na Burguesa, Calvià, Pla de Palma, Marina de Llevant, Campos, Sa Marineta), parte de los cuales subsisten. Fueron comunes. En parte aún se tienen, en muchos pozos de captación, salinidades de 2 a 3 g/L, en ocasiones superando 5 g/L. Los mecanismos de salinización son medianamente conocidos. Las partes inferiores de algunos acuíferos parecen ser menos permeables, de modo que, a pesar de contener agua de alta salinidad, esto limita el grado de salinización de los pozos. Posiblemente parte de los pozos tenga una penetración excesiva. En Menorca, los problemas de salinización se limitan a extremos del sector sudoeste (Migjorn) de las formaciones predominantemente arrecifales–calcareníticas, en especial en Ciutadella y alrededores de Maó. En Mallorca se ha estudiado con cierto detalle la salinización en el Pla de Sa Pobla, en especial en relación con el humedal de S'Albufera.

En Canarias, los problemas principales de salinización de los acuíferos volcánicos y volcanoclásticos se producen en parte de la costa de Gran Canaria, en especial en Telde – Vecindario. Se han realizado algunos estudios de detalle.

En Tenerife no hay actualmente problemas específicos conocidos de salinización costera, ya que no se permite la captación de agua subterránea salina. Eso limita los problemas, no todos, pero es a cambio de permitir que una importante fracción de la recarga se descargue al mar a lo largo de la costa. Esta salida al mar, importante en Tenerife, algo menos en Gran Canaria, y posiblemente alta en La Palma, está poco caracterizada y no hay experiencia sobre cómo lograr su posible aprovechamiento efectivo, salvo en los casos mencionados de Gran Canaria, conocidos pero que aún requieren estudios complementarios y que están caracterizados por problemas serios de salinización de parte de los pozos; no se han realizado estudios de gestión optimizada, lo que requiere la existencia de una comunidad de usuarios con objetivos compartidos. En Fuerteventura y Lanzarote, las aguas subterráneas salobres dominantes son de origen climático. La explotación en Lanzarote casi no existe pero es importante a nivel rural en Fuerteventura, donde además existen en profundidad aguas marinas relictas antiguas. En El Hierro hay una notable salinización natural en el acuífero de El Golfo a causa del relleno de derrames volcánicos recientes de la gran caldera de deslizamiento allí existente.

Los acuíferos costeros proporcionan o pueden proporcionar agua dulce si se gestionan adecuadamente, tanto en base como estacionalmente o en situaciones de sequía, en función de sus características hidrogeológicas y tiempo de renovación. Pero también contienen agua salobre que se puede utilizar tras su desalobración en plantas de osmosis inversa o de electrodiálisis reversible.

También los acuíferos costeros con gran salinización pueden ser una fuente de agua marina para plantas de desalinización de agua del mar, en condiciones de toma más favorables que hacerlo del mar directamente. Sin embargo esa captación, en especial por los grandes caudales que demandan las plantas desalinizadoras,

altera el funcionamiento del acuífero costero y por lo tanto afecta a otras captaciones. Además, con la explotación se modifica la salinidad y en especial las características químicas del agua, lo que puede ser un inconveniente para el funcionamiento de la planta. Al tratar de captar las aguas marinas es difícil evitar que haya cierto grado de mezcla con agua dulce y así se consume un recurso que afecta al balance de agua dulce del acuífero. Por eso se requiere estudios a fin de garantizar un correcto funcionamiento de modo que las ventajas sobre la captación directa del agua del mar sean reales y permanentes. En este campo existen notables experiencias y progresos, pero también fallos por estudios previos insuficientes.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Las actualizaciones sólo se han hecho cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener en ocasiones problemas de interpretación de las fuentes o de insuficiente conocimiento del área considerada o de datos con un sesgo de origen.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios..

3.1 Introducción y situación general en España

3.1.1 Introducción general

La longitud de costa española mediterránea e insular balear es de 2583 km, que es el 42% de la longitud total de costa española (López-Geta y Fernández Ruiz, 2012). En ese largo litoral existen muy numerosos acuíferos costeros de tamaño pequeño y mediano, en lugares en los que la presión humana es grande y por lo tanto con una gran demanda de agua relativa a los recursos disponibles, en especial cuando no se encuentra alguno de los ríos permanentes en su entorno; la mayoría de cauces corresponden a cursos de agua pequeños o con caudal no continuo. Además, a pesar de la existencia de agua superficial, en muy diversos lugares se recurre a las aguas subterráneas por su captación próxima al lugar de uso y con sencillas infraestructuras bajo el control de los usuarios y por su

disponibilidad en épocas secas. En estas condiciones son comunes los problemas asociados a la salinización por influencia marina, con distintos grados de intensidad, variable permanencia y a veces notable retraso en la manifestación de los efectos.

Los problemas de salinización de acuíferos costeros fueron muchas veces agudos entre 1970 y el año 2000, coincidiendo con una gran actividad de captación de aguas subterráneas en esa época, coincidente con una expansión del desarrollo agrícola de regadío y de urbanizaciones turísticas. En esa época se realizaron numerosos estudios por parte del Servicio Geológico de Obras Públicas y del Instituto Geológico y Minero de España, además de los trabajos de algunas Confe-

deraciones Hidrográficas y Diputaciones Provinciales en colaboración con esos organismos y de la creciente actividad de estudio e investigación de algunas Universidades y centros en relación.

Desde el año 2000, parte de los problemas han disminuido al haberse aportado recursos de agua a las áreas afectadas procedentes de regulación de ríos o externos o alternativos, como la reutilización de agua regenerada y marina desalinizada. Al mismo tiempo se han reducido los estudios, observación y control, en especial desde que la responsabilidad de llevarlos a cabo pasó a los Organismos de Cuenca, pero sin dotarles de suficiente personal especializado, medios e incentivos. No obstante, algunas Universidades y centros asociados han continuado con estudios, aunque cada vez menos a causa de la creciente escasez de recursos para estudio e investigación, hasta el punto de que algunos de los equipos especializados que existían se han desmantelado.

Se ha tratado de cumplir las obligaciones derivadas de la Ley de Aguas tras incorporar las disposiciones derivadas de la aplicación de la Directiva Marco del Agua europea del 2000 (DMA, 2000) y la llamada Directiva

de Aguas Subterráneas del 2006, como se expone en la sección 5.2 del Capítulo 5. Se ha hecho predominantemente desde el punto de vista administrativo pero con escasos nuevos conocimientos. En algunos de los planes hidrológicos más recientes parte de la información utilizada y reflejada es previa al año 2000.

En enero de 2016 culminó el segundo ciclo de planificación hidrológica, según se comenta en el Anejo A.3.1. En sus directrices de la planificación hidrológica se dice que se busca con preferencia la actualización del inventario de zonas protegidas, el refuerzo de los programas de seguimiento de las masas de agua, la recuperación del coste de los servicios del agua y la reorganización de los programas de medidas de los planes hidrológicos. Se incrementan los caudales ecológicos, se priorizan las necesidades de los ríos, se mejora la calidad de las aguas mediante actuaciones de depuración y saneamiento y se potencia la creación de reservas fluviales. Pero no hay alusión específica a las aguas subterráneas ni a los acuíferos costeros. Lo que se haya incluido en los planes hidrológicos ha sido a iniciativa y responsabilidad de las propias Demarcaciones Hidrográficas y por lo tanto es variable en contenido, método y alcance.

3.1.2 Situación general

Tanto desde un punto de vista hidrogeológico como administrativo como económico-social, la intrusión marina en los acuíferos costeros es en muchos casos una situación local y un detalle dentro de cada cuenca fluvial o acuífero. Esto explica la menor frecuente atención a la parte costera de los acuíferos frente a la visión a mayor escala de una planificación desde una Demarcación Hidrográfica, en especial cuando se trabaja con escasa participación e involucración de los usuarios de los acuíferos y del agua en general. Esta involucración es necesaria, tanto si se trata de derechos de agua pública como de aguas que se mantienen en el dominio privado, para no perder oportunidades de regulación estacional o interanual, rentabilizar inversiones ya existentes y mantener la calidad del agua con costes moderados. Es un gran reto pendiente en España.

La Figura 3.1.1 muestra la red de observación de la calidad de las aguas subterráneas que existió en España, según MIMAM (2000), con indicación de la existencia de los problemas de intrusión marina de finales de la década de 1990. Estos lugares con problemas de intrusión marina derivan en buena manera del inventario realizado anteriormente por el Instituto Geológico y

Minero de España (IGME) (Figura 3.1.2). La Figura 3.1.3 es una actualización realizada también por el IGME, cuyo contenido se refleja en la Tabla 3.1.1.

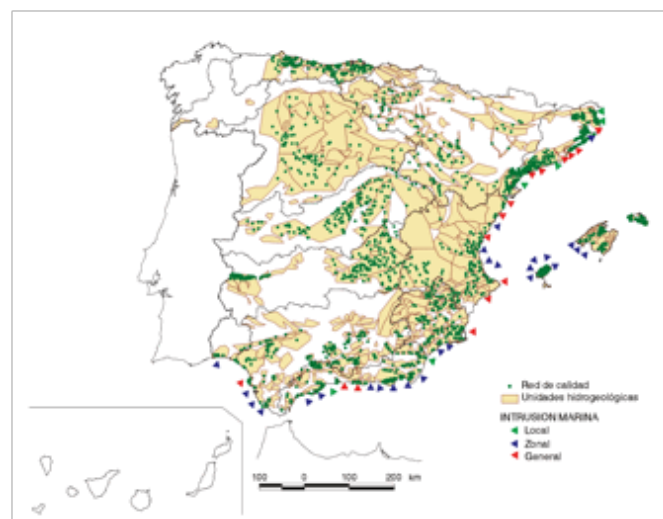


Figura 3.1.1 Red de observación de la calidad de las aguas subterráneas en España según MIMAM (2000), con indicación de la existencia de problemas de intrusión marina.



Figura 3.1.2 Identificación de los lugares de la parte española de la Península Ibérica y de las Islas Baleares con problemas de intrusión marina (MOPTMA-MINER, 1994)



Figura 3.1.3 Acuíferos costeros españoles con problemas locales, zonales y generales (según la simbología) en relación con la intrusión marina, según López-Geta y Fernández Ruiz (2012). Se indica el número de la MASb correspondiente

Tabla 3.1.1 Número de masas de agua subterránea (MASb) costeras en cada demarcación hidrográfica y su estado respecto a la intrusión marina en el entorno de 2010 (López–Geta y Fernández Ruiz, 2012)

Demarcación hidrográfica	Total MASb costeras	Sin intrusión marina	Con intrusión marina local	Con intrusión marina zonal	Con intrusión marina general
Norte	10	10	0	0	0
Guadiana	1	0	0	1	0
Guadalquivir	5	2	0	2	1
Sur	19	9	4	4	2
Segura	6	2	2	1	1
Júcar	10	0	1	7	2
Ebro	1	0	0	1	0
Cataluña	13	2	4	1	6
Baleares	23	14	0	5	4
Canarias	7	0	0	7	0
Total	95	39	11	29	16

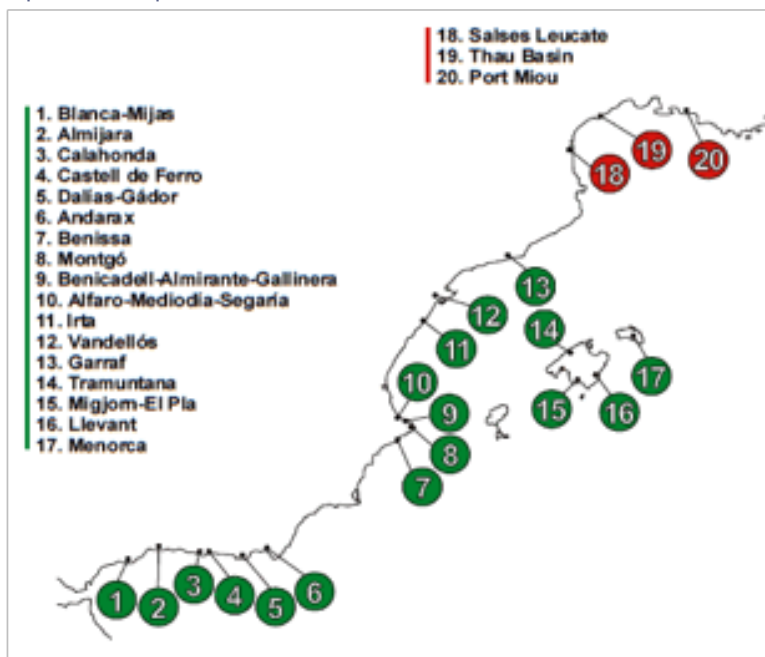
3.1.3 Información general

La publicación de López–Geta y Fernández Ruiz (2012), realizada por el IGME, es la recopilación más reciente. Está basada en el contenido de los planes hidrológicos correspondientes al periodo 2009–2015, entonces en estado de elaboración. Con anterioridad existían recopilaciones, sin ser inventarios de detalle. Una estaba en el Libro Blanco del Agua (MIMAM, 2000) y su antecedente como aguas subterráneas (MOPT–MA–MINER, 1994) y otras en general acompañaban a las actas de las diferentes ediciones de las reuniones TIAC (Tecnología de la Intrusión Marina en Acuíferos) promovidas por el IGME (IGME, 2000; Gómez–Gómez et al., 2003; López–Geta y Gómez–Gómez, 2008). Otras consideraciones generales pueden encontrar-

se en Custodio (1981; 1984; 1996). Manzano et al., (2001) estudiaron la posible existencia de paleoaguas y Alcalá y Custodio (2007) aportaron datos sobre la posible recarga a los acuíferos costeros a partir del balance en el suelo de la deposición atmosférica de cloruro.

En el Proyecto COST (Tulipano et al., 2003) se analizó la información sobre numerosos acuíferos costeros perimediterráneos en formaciones carbonatadas, entre ellos 17 acuíferos mediterráneos españoles, según la relación de la Tabla 3.1.2. La situación de estos acuíferos se muestra en la Figura 3.1.4 y en la Figura 3.1.5 se sintetizan los resultados.

Tabla 3.1.2 Acuíferos mediterráneos españoles en formaciones carbonatadas incluidos en el Proyecto COST (Tulipano et al., 2003), incluyendo 3 acuíferos del Sur de Francia de interés comparativo, además de numerosos otros acuíferos carbonatados alrededor del Mar Mediterráneo (los nombres entre paréntesis indican las personas que han contribuido a la información)



En España

- 1 Sierras Blanca y Mijas (Málaga). (Andreo et al.)
- 2 Sierra Almirajara (Málaga) (Carrasco et al.)
- 3 Calahonda (Granada) (Rubio-Campos y González-Ramón)
- 4 Castell de Ferro (Granada) (Pulido-Leboeuf et al.)
- 5 Campo de Dalías – Sierra de Gádor (Almería) (Pulido-Bosch et al.)
- 6 Bajo Andarax (Almería) (Sánchez-Martos et al.)
- 7 Benissa (Alicante) (Andreu et al.)
- 8 Montgó (Alicante) (Estévez et al.)
- 9 Benicadell – Almirante – Gallinera (Alicante) (Pulido-Bosch et al.)
- 10 Alfaro – Mediodía – Segaria (Alicante) (López-Arcos et al.)
- 11 Sierra de Irta (Castellón) (Morell)
- 12 Vandellós (Tarragona) (Morell)
- 13 Garraf (Barcelona) (Galofré)
- 14 Tramuntana (Mallorca) (Ginés)
- 15 Es Migjorn – El Pla (Mallorca) (Ginés)
- 16 Serres de Llevant (Mallorca) (Ginés)
- 17 Menorca (Ginés)

En Francia

- 18 Salses – Leucate (Corbières) (Doerfliger et al.)
- 19 Cuenca del Thau (Hérault) (Doerfliger et al.)
- 20 Port Miou (Cassis) (Potié)

Figura 3.1.4 Situación de los acuíferos en materiales carbonatados mediterráneos españoles y franceses considerados en El Proyecto COST (Tulipano et al., 2003)

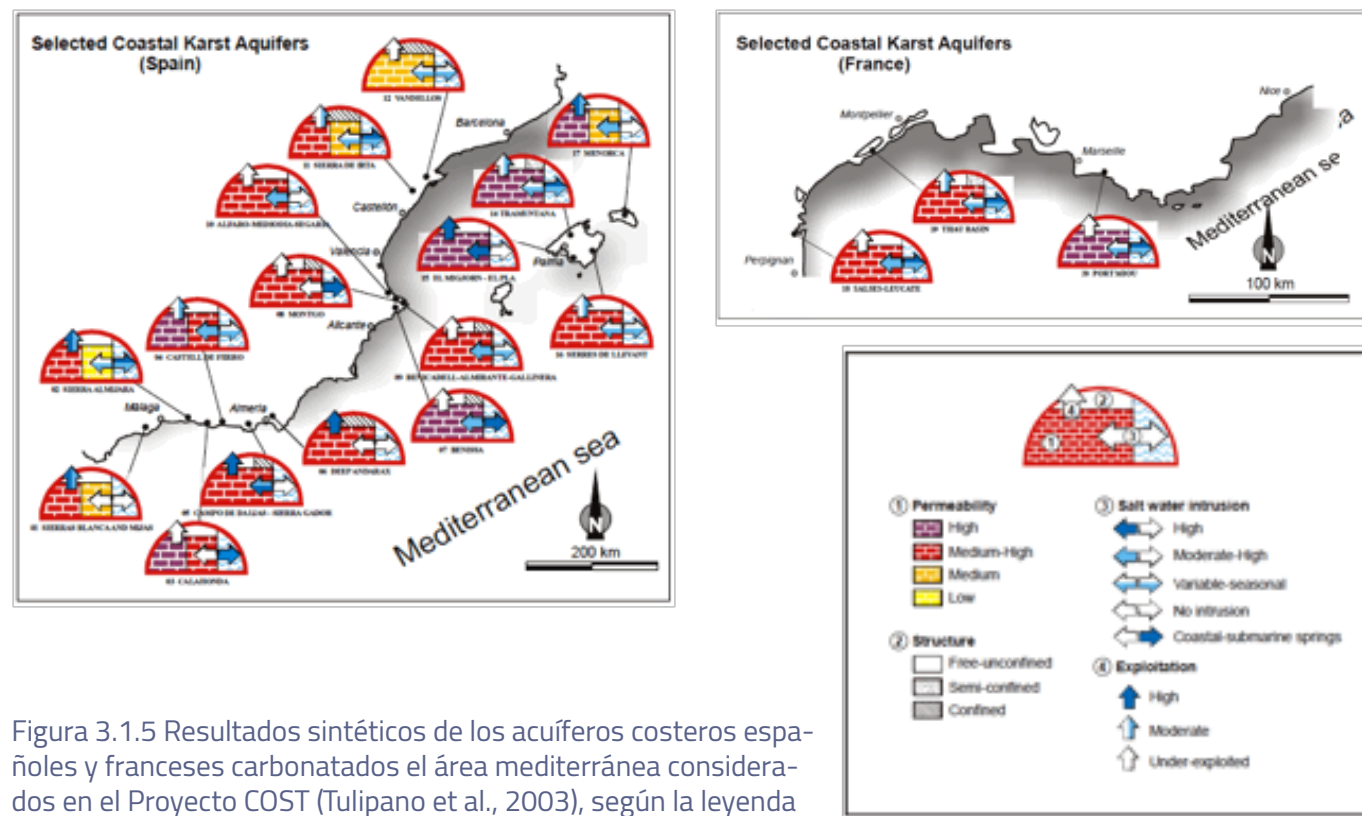


Figura 3.1.5 Resultados sintéticos de los acuíferos costeros españoles y franceses carbonatados el área mediterránea considerados en el Proyecto COST (Tulipano et al., 2003), según la leyenda

En la mayoría de acuíferos costeros españoles sólo se dispone de descripciones, desde la simple constatación de la existencia de salinización, lo más frecuente, hasta estudios con mayor detalle, con elaboración de datos, ejecución de reconocimientos geofísicos y perforaciones de reconocimiento. Sólo en unos pocos casos se trata de estudios de detalle, hasta donde ha sido posible dada la complejidad de los medios naturales y de los mecanismos de intrusión marina y la limitación de recursos humanos y materiales. Entre esos trabajos destacan los realizados en el Delta del Llobregat (Barcelona, Cataluña), en el Delta del Andarax (Almería, Andalucía oriental) y en el Campo de Dalías (Almería, Andalucía oriental).

La presentación y comentarios sobre lo que se ha podido recopilar sobre los diferentes acuíferos costeros españoles mediterráneos e insulares se aborda sucesivamente de norte a sur, para acabar con los archipiélagos balear y canario. Las divisiones se hacen combinando Demarcación Hidrográfica y Autonomía, con la secuencia Cataluña (incluyendo la parte del Ebro), Comunidad Valenciana, Comunidad Murciana, Andalucía oriental, Baleares y Canarias. No se incluyen los territorios del Norte de África (Ceuta y Melilla) por su escasa entidad y estar bien reflejados en los planes hidrológicos correspondientes, ni las islas menores, como las Columbretes, Tabarca y las del Mar de Alborán. Cada apartado general tiene su propia relación de referencias.

3.1.4 Desalinización y desalobración

A lo largo de la costa mediterránea e insular española existen numerosas plantas desalinizadoras de agua del mar que aportan o deberían aportar recursos de agua dulce a sus territorios de influencia. No se pretende inventariarlas ni analizar su funcionamiento, pero se considera su existencia cuando afectan al funcionamiento y condicionantes de los acuíferos costeros. Estas plantas se localizan en el litoral mediterráneo, desde Blanes, en el Delta de La Tordera (Girona), hasta la Costa del Sol (Andalucía sur). Existen en Mallorca, Eivissa (Ibiza), Formentera, Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife y El Hierro, además de Ceuta. La primera planta se instaló en Ceuta a principios de la década de 1960 y luego en Lanzarote en 1963. Se tiene una larga experiencia de operación y utilización en Canarias (Torres et al., 1985).

El programa estatal AGUA (Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua), establecido en 2005, fue un complemento de la planificación del agua en España para tratar de resolver problemas de escasez en el mediterráneo. Incluía un amplio programa de construcción de grandes plantas desalinizadoras de agua del mar (Baltanás, 2006; Downward y Taylor, 2007) como alternativa a los transvases de agua desde otras cuencas y en especial desde el Bajo Ebro. Se trataba de 16 plantas (Tabla 3.1.4 y Figura 3.1.6), adicionales a las existentes, con capacidad nominal de 1 hm³/día y producción máxima de 350 hm³/a, incluyendo usos urbanos y agrícolas (155 hm³/a para regar 240.000 ha) e inversión de 1119 M€ (Del Villar, 2014). El plan ha seguido sus previsiones, aunque con modificaciones de acuerdo con los sucesivos re-direccionamientos de la planificación del agua (Ardiles, 2015).

Tabla 3.1.3 Plantas desalinizadoras de agua del mar del programa estatal AGUA

Nombre o lugar	Capacidad (m ³ / día)	Año de construcción
Carboneras	125.000	2004
Cartagena	65.000	2004
Palma de Mallorca	63.000	1998-2001
Las Palmas III	63 .000	1990-2001
Marbella	55 .000	1997
Almería	50 .000	2004
Alicante	50 .000	2003
Las Palmas - Teide	35 .000	2004
C. Reg. Mazarrón	30 .000	1997-2000
SE Gran Canaria	22 .000	2001
Jávea	26 .000	2002
Sta. Cruz de Tenerife	28 .000	1995-2000
Tordera	22.500	2001
Adeje-Arona	20 .000	1998-2000
Lanzarote III	20 .000	1992-1996
Inalsa IV	20 .000	1999



Figura 3.1.6 Ubicación de las plantas desalinizadoras de agua del mar del programa estatal AGUA

En las Cuencas Atlánticas Mediterráneas Andaluzas hay numerosas plantas de desalinización del agua del mar, como muestra la Tabla 3.1.4. También existen plantas de desalobración, principalmente de agua

subterránea salobre. La mayoría corresponden a instalaciones hoteleras. El estado de la desalobración en plantas grandes es la que se indica en la Tabla 3.1.5. Las ubicaciones se muestran en la Figura 3.1.7.

Tabla 3.1.4 Desalinizadoras de agua marina en la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Andaluzas Mediterráneas según el PHCMA (2015).

OI = Ósmosis Inversa. A = abastecimiento; R = riego

Designación	Ubicación	Capacidad hm ³ /año	Comentarios
Bajo Alzamora	Cuevas de Alzamora	20	OI. A+R Ejecución
Carboneras	Carboneras	42	OI. A+R
Carboneras II	Carboneras	42	A+R Prevista
Ramblas Morales	Almería	22	OI. R. Privada
Almería	Almería	20	OI. A.
Campo de Dalías	El Ejido	30+30	OI. A+R Ejecución
Costa del Sol (E)	Vélez-Málaga	20	A. Prevista
Bajo Guadalhorce	Málaga	30	A. Prevista

También existen numerosas plantas para reducir la salinidad de aguas subterráneas salobres locales (desalobradoras) y en algunos casos de las aguas usadas tratadas para su regeneración. Sus capacidades varían desde unidades domésticas o para pequeñas parcelas de regadío, desde menos de 0,1 L/s (8 m³/d) hasta más de 100 L/s (8000 m³/d). En general utilizan ósmosis inversa, aunque algunas son de electrodiálisis

reversible. Su mayor desarrollo está en el sudeste peninsular y en Gran Canaria y Fuerteventura. En la Tabla 3.1.4 se relacionan las desalobradoras de gran tamaño en la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Andaluzas Mediterráneas. Su ubicación se muestra en la Figura 3.1.6, junto con las plantas de desalinización de la misma área.

A = abastecimiento; R = riego

[illegible]

3.1.5 Referencias generales sobre los acuíferos costeros españoles

Custodio, E. (1994). Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación en España. En: Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Alcalá de Henares. AIH-GE. II: 79-109.

Custodio, E. (1996). Papel, utilización y gestión de los acuíferos litorales españoles entre el Cap de Creus y Alacant (Alicante). En: Las aguas Subterráneas en las Cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su Papel en la Planificación Hidrológica, Barcelona. AIH-GE: 177–184.

Del Villar, A. (2014). El coste de la desalinización en el programa A.G.U.A. Investigaciones Geográficas, 61: 1–13.

DMA (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the 775 Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community 777 action in the field of water policy. http://europa.eu.778int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222es00010072.pdf

Downward, S.R., Taylor, R. (2007). An assessment of Spain's "Programa AGUA" and its implications for sustainable water management in the province of Almería, Southeast Spain, J. Environmental Management, 82(2): 277–289.

Gómez Gómez, J.D., López Geta, J.A., Garrido Schneider, E. (2003). The state of seawater intrusion in Spain. II TIAC, Alicante, II: 169–186.

IGME (2000). Estado de la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros españoles. Volumen II. Cuencas mediterráneas I: Segura, Júcar y Baleares. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

López-Geta, J.A., Gómez-Gómez, J.D. (2008). La intrusión marina y su incidencia en los acuíferos españoles. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, 153: 266–273.

López-Geta, J.A., Fernández Ruiz, L. (2012). Importancia de los acuíferos costeros en España y el papel del TIAC. IV TIAC, Alicante, II: 7–14.

Manzano, M., Custodio, E., Loosli, H., Cabrera, M.C., Riera, X., Custodio-Ayala, J. (2001). Palaeowater in coastal aquifers of Spain. In: W.M. Edmunds and C.J. Milne, Palaeowaters in Coastal Europe: Evolution of Groundwater since the Late Pleistocene. Geological Society (London) Special Publication 189: 107–138.

MIMAM (2000). Libro blanco del agua en España. Ministerio de Medio Ambiente.

MOPTMA-MINER (1994). Libro blanco de las aguas subterráneas. Serie Monografías. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente / Ministerio de Industria y Energía, Madrid: 1–135.

PHCMA (2015). Plan hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Agencia Andaluza del Agua. Gobierno de Andalucía. Málaga.

Torres, M.; Vera, J.A., Fernández, F. (1985). 20 years of desalination in the Canary Islands – was it worth it ? Aqua, 3: 151–155.

Tulipano, L., Fidelibus, M.D., Panagopoulos, A. (2003). Groundwater management of coastal karstic aquifers. European Commission, Cost Action 621 Final Report.

3.2 Acuíferos costeros de Cataluña

3.2.1 Consideraciones generales sobre los acuíferos costeros de Cataluña

Después de los estudios iniciales de la intrusión marina en los deltas del Besós y del Llobregat, realizados entre 1993 y 1995 por el Servicio Geológico de Obras Públicas y la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (MOP, 1966), la primera información hidrogeológica sobre los acuíferos costeros de Cataluña procede de los estudios realizados para el Estudio de los Recursos de Agua del Pirineo Oriental (REPO, 1971), realizado por la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y el Servicio Geológico de Obras Públicas. Estos estudios fueron posteriormente extendidos y ampliados en algunos aspectos en el Proyecto de Planificación Hidrológica del Pirineo Oriental, que quedó inédito. Además, durante el periodo 1965 a 1990, el Servicio Geológico de Obras Públicas desde su oficina en Barcelona continuó aportando estudios específicos, buena parte de los cuales fueron en acuíferos costeros de la provincia de Girona, del Garraf y del Baix Ebre-Delta de l'Ebre. En ese periodo se elaboraron también diversas tesis doctorales, la mayoría en la Universidad Politécnica de Cataluña, en parte en relación con esos trabajos y con los desarrollados por el Curso Internacional de Hidrología Subterránea (CIHS) y su organismo de encuadre, la Asociación/Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (ACIHS/FCIHS). El CIHS ha venido además realizando un buen número de estudios, como trabajos de curso, muchos de los cuales tratan de los acuíferos costeros de Cataluña. Además, dentro de la ACIHS se realizaron, entre otros, diversos trabajos de detalle en el área costera del Campo de Tarragona y el Macizo de Vandellós en relación con el emplazamiento nuclear de Vandellós.

A lo largo del tiempo se han ido realizando varios intentos breves de evaluación del estado de la intrusión marina en la costa Catalana, totales o parciales (Vilaró et al., 1970; Batista et al. 1983; Bayó, et al., 1977; 1987; 1989; Custodio, 1979; 1988; Custodio et al., 1976; 1977; 1986; Mas-Pla, 2014). La empresa Aluvial realizó en 2008, por encargo de la Agència Catalana de l'Aigua (ACA, 2009), un inventario de la situación de la intrusión marina basada mayormente en datos de la red de observación de la ACA. Carreras et al. (2012) incluyen comentarios en su resumen de la situación en las Cuencas Internas de Cataluña.

Lo que se presenta a continuación es sólo un resumen del conocimiento, orientado a los propósitos del presente estudio. Los detalles e información complementaria están en las referencias, que cubren buena parte de lo que está publicado y es razonablemente accesible, pero que no es exhaustivo.

A efectos de conocimiento del posible espesor en la costa de los sedimentos aluviales, es importante considerar la situación al final del Pleistoceno, con el nivel del mar a unos 120 m por debajo del nivel actual (véase la Sección 2.5 del Capítulo 2). La Figura 3.2.1.1 muestra la prolongación submarina de los actuales cursos de agua.

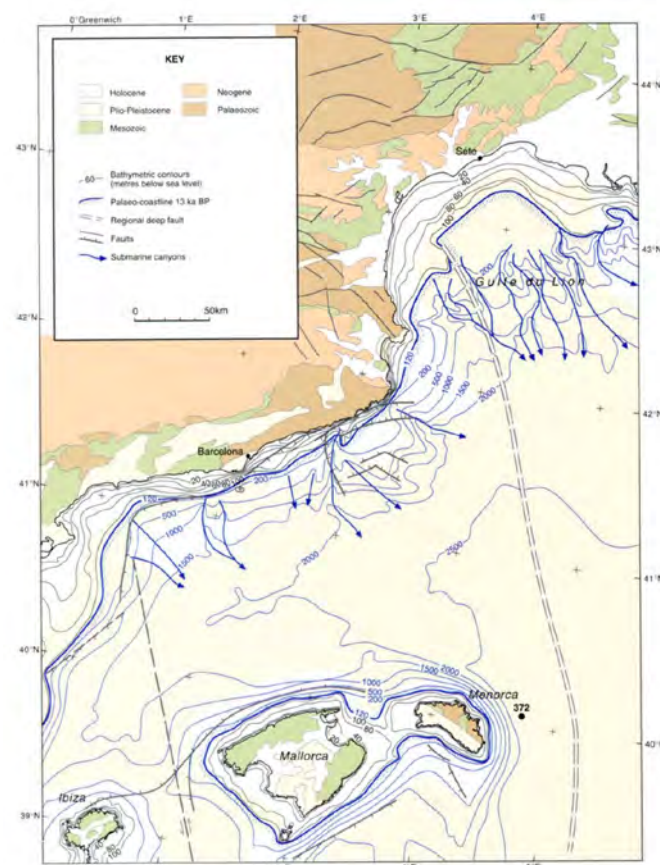


Figura 3.2.1.1. Extensión submarina de los actuales cursos de agua de Cataluña (Edmunds y Milne, 2002).

Los diferentes cursos de agua importantes que desembocan en la costa catalana están asociados a sedimentos costeros con características y sedimentación parecida, pero no coincidente. En la Figura 3.2.1.2 se comparan las sedimentaciones costeras de los ríos Llobregat, Besós, La Tordera y el Ródano, según Vila Planavila (2016). La sedimentación del Ebre es muy similar a la del Llobregat. Hay dos singularidades. Una es la del delta del Besós, que excavó sólo parcialmente a causa de su menor energía. La otra es la del delta de La Tordera, que presenta materiales más groseros en

la “cuña deltaica intermedia”, lo que facilita la relación hidráulica entre los depósitos someros recientes y los profundos; esto ha permitido que la salinidad congénita de la cuña haya sido lavada más rápidamente. Según Vila Planavila (2016), los deltas del Pleistoceno-Holoceno con granulometría gruesa (arenas y gravas) parece que sólo están representados por el delta de La Tordera y el pequeño delta de arenas en sedimentación trenzada del Goynuk, en el Golfo de Antalya (Turquía). Los otros deltas presentan mayor similitud.

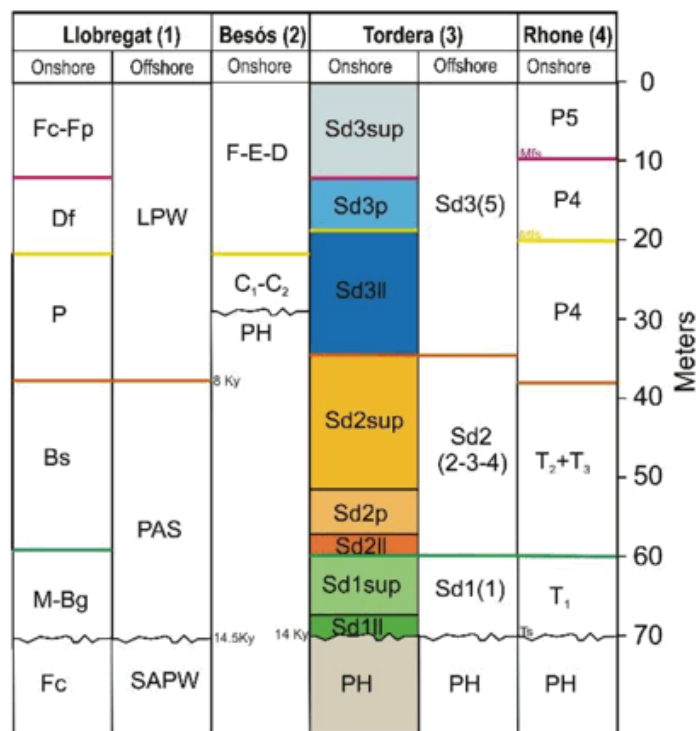


Figura 3.2.1.2 Comparación de los límites entre secuencias sísmicas de los deltas del Llobregat, Besós, La Tordera y el Ródano (Vila Planavila, 2016). A nivel regional se diferencian 5 superficies

La planificación hidrológica de Cataluña corresponde actualmente a la Agència Catalana de l'Aigua (ACA), plenamente en la Cuencas Internas de Cataluña (anteriormente Cuencas del Pirineo Oriental y actualmente también Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya) y en cuanto a recurso y medio ambiente en la otra mitad occidental de Cataluña, donde, por tratarse de cuencas intercomunitarias, las competencias de planificación hidrológica y gestión corresponden a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y en una pequeña porción a la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). La parte costera corresponde a las competencias de la ACA salvo la parte en el entorno del Delta de l'Ebre (CHE) y la porción final de la cuenca del Riu de la Sènia (CHJ).

La planificación del agua en Catalunya que realiza la ACA se basa en buena manera en el documento IMPRESS, publicado en 2005, en el que se analizan las di-

ferentes masas de agua (MA) y en concreto las masas de agua subterránea (MASb). IMPRESS hace referencia al impacto de las presiones sobre las masas de agua. Se definen 52 masas de agua subterránea (MASb), de las que 39 corresponden a las cuencas internas, según se detalla en el Anejo A3.1. En lo que hace referencia a los acuíferos costeros, la información utilizada se basa en gran manera en el estudio realizado por Aluvial por encargo de la ACA (ACA, 2009), que está basado en datos de la red de observación de la ACA y de los abastecimientos de agua, pero no de las captaciones agrícolas. En el estudio se proponían 113 medidas de actuación, de las que 62 se apuntaban como de prioridad alta. La Figura 3.2.1.3 muestra las captaciones de abastecimiento con problemas de salinidad en el momento del estudio y la Figura 3.2.1.4 las áreas de territorio con problemas de salinización marina. El documento IMPRESS ha sido actualizado en 2013.

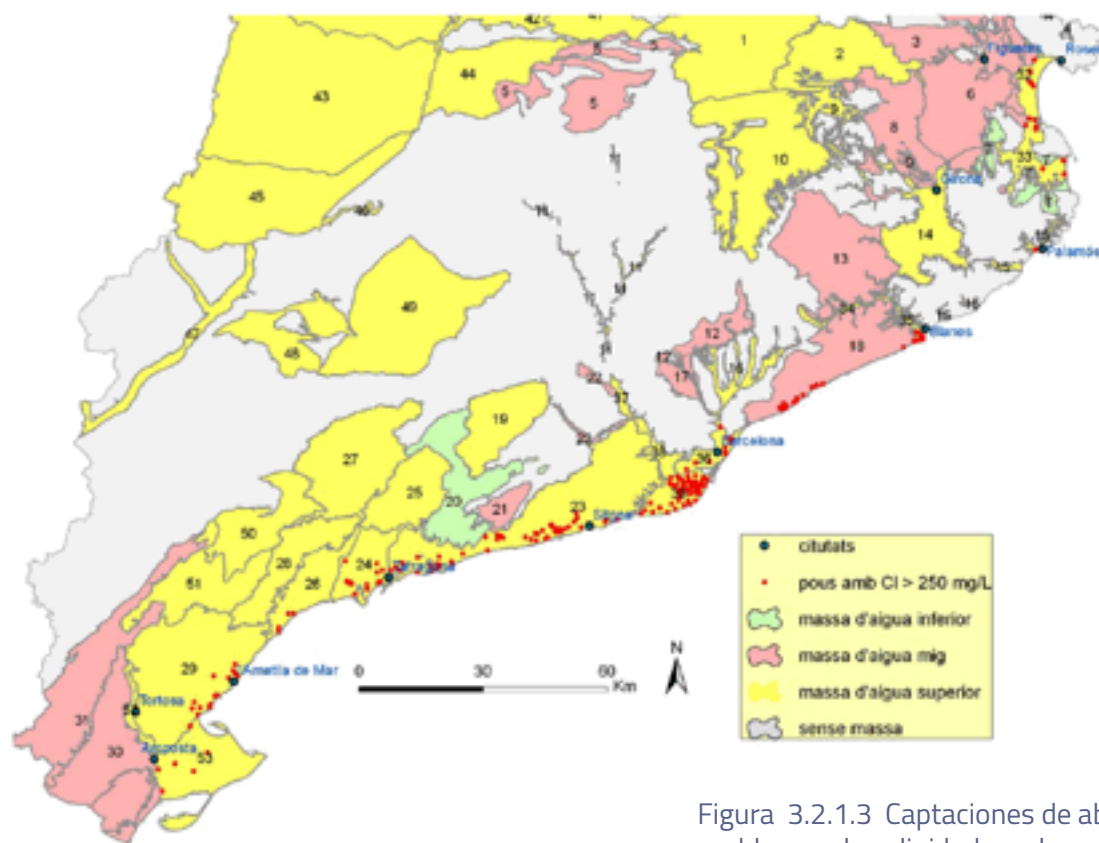


Figura 3.2.1.3 Captaciones de abastecimiento con problemas de salinidad en el momento del estudio ACA (2009)

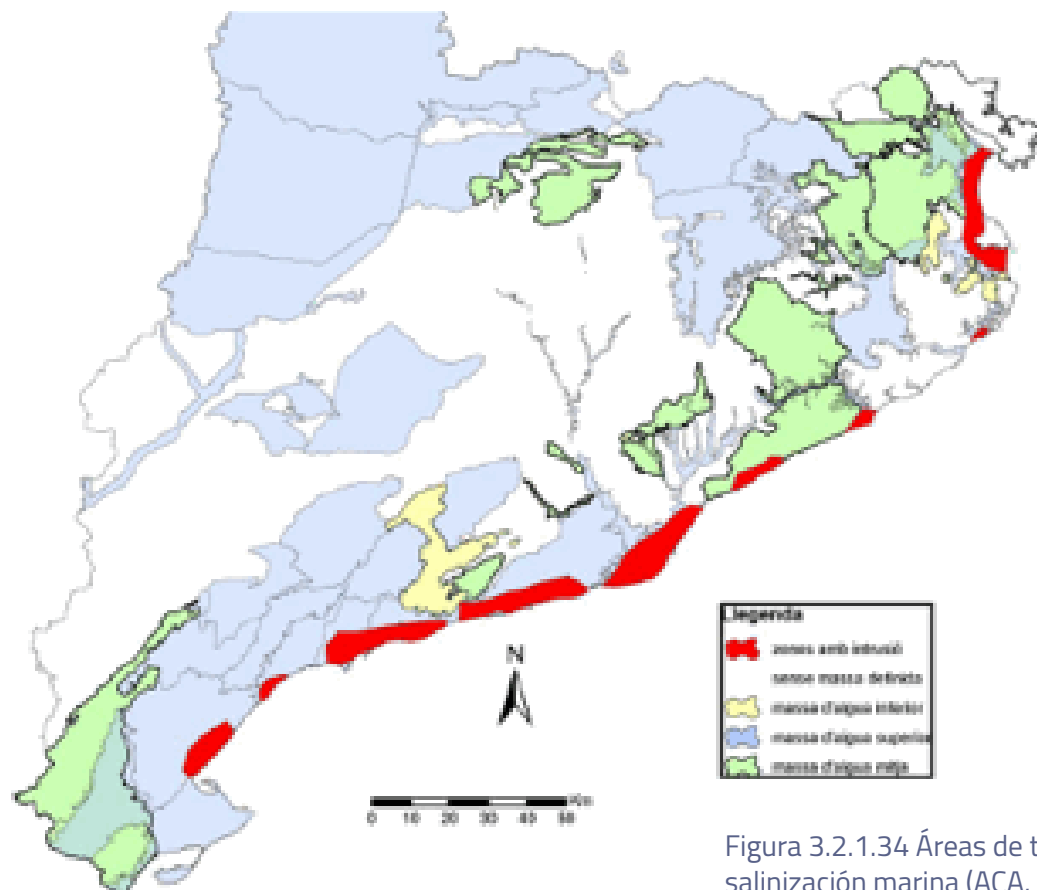


Figura 3.2.1.34 Áreas de territorio con problemas de salinización marina (ACA, 2009)

Para la consideración de las MASb se consideran las siguientes tipologías:

- Aluviales
- Formaciones detríticas de origen no aluvial
- Formaciones carbonatadas
- Granitos y materiales paleozoicos
- Agrupaciones de acuíferos locales en medios de baja permeabilidad
- Materiales volcánicos y fluvio-volcánicos

En el documento IMPRESS se hace alusión a los acuíferos costeros en cuanto a la posible intrusión marina al tratar de las fuentes puntuales de contaminación y en concreto los efectos de la extracción de agua subterránea. Se mencionan, sin considerar los mecanismos. Se considera que hay alto impacto y riesgo de intrusión marina en las MASb de las Cuencas Internas de Cataluña: 4-Aluviales de L'Albera- Cap de Creus, 7-Paleógenos del Baix Ter, 15-Aluviales la Baixa Costa Brava, 18-Maresme, 23-Garraf, 24-Baix Francolí, 26-Baix Camp (de Tarragona), 29, Cardó-Vandellós, 30-Plana de La Galera- Montsià, 32-Fluviodeláico del Fluvià-Muga, 33-Fluviodeltáico del Ter, 35-Aluviales de la Baixa Tordera y Delta, 36-Baix Besós y Plà de Barcelona y 39- Delta del Llobregat.

De cada una de las 39 MASb de las Cuencas Internas de Cataluña se tiene una ficha de caracterización adicional con los datos sintéticos disponibles y cartografía específica simplificada. No se trata específicamente la intrusión marina; sólo se menciona su posibilidad o existencia. Simplemente se considera que toda la costa es susceptible de ser afectada o está afectada por intrusión marina.

La planificación hidrológica de la porción costera del extremo SW de Cataluña (Bajo Ebro), que forma parte de la Cuenca (Demarcación Hidrográfica) del Ebro, corresponde a la Confederación Hidrográfica del Ebro. Se trata de las MASb: 100-Boix-Vandellós, Varios-Plana de la Galera-Montsià, 101-Aluvial de Tortosa (no es costera) y 105-Delta del Ebro. En todo el texto de Planificación hidrológica de 2014 no se hace mención específica a problemas de salinización costera.

La observación de niveles piezométricos en las zonas costeras es de escaso a nulo y más aún en cuanto a los controles de salinidad, sin redes específicas en tres dimensiones, salvo en el Delta del Llobregat, pero actualmente no está adecuadamente operada.

En general, las observaciones y mediciones de la descarga de agua subterránea al mar son difíciles y a veces requieren investigaciones de detalle. No hay estudios específicos, incluso para las grandes surgencias de los tramos costeros kársticos. Existen importantes descargas al mar de agua algo salobre en la Cataluña Norte, en relación con el Estany de Corbères, entre Perpinyà y Narbona, que proceden de los macizos carbonatados allí existentes. Se llevó a cabo un proyecto de captación para dar servicio a la extensa área que se extiende hasta Carcassona pero no se llevó a cabo al disponerse en el área de otras fuentes de agua dulce. En el Garraf se encuentran las surgencias de La Falconera y de Aiguadolç. La Falconera es la más estudiada y se aportan datos adicionales en las Secciones 2.5 (Apartado 2.5.6) y 7.6. Frente al emplazamiento nuclear de Vandellós, en la parte costera del Macizo de Vandellós, entre el Camp de Tarragona y el Baix Ebre, existen descargas de agua continental al mar que se manifiestan claramente en los reconocimientos mediante sísmica de refracción. En el cauce del río Ebre existen descargas subfluviales bien conocidas, en el Molí de Soldevila, frente al polígono industrial de Campredó, en las proximidades del Pont Penjat en Amposta y en el entorno de la Illa de Gràcia [JSR].

Los deltas de La Tordera, Llobregat y Ebre tienen similar estructura, aunque en el caso de La Tordera la cuña intermedia Holocena es de materiales más groseros. No sucede lo mismo en el delta del Besós, que no excavó hasta cerca del mínimo del nivel del mar tardi-pleistoceno, sino que no rebasó 30 m a causa de su menor caudal; así, las gravas profundas que se encuentran en los pozos son anteriores.

En los balances de agua de las MASb del Anexo XII del Plan Hidrológico de Cataluña se consideran las entradas totales medias, incluidos los retornos de riego, en su caso las transferencias a o desde otras unidades y un pequeño caudal ambiental cuando hay humedales importantes asociados y las salidas totales medias. No se determinan explícitamente las descargas al mar necesarias para mantener en un cierto estado la intrusión marina. Las salidas al mar calculadas se incluyen en la Tabla 3.2.1.1.

Tabla 3.2.1.1 Términos del balance de agua en las MASb costeras catalanas según el Plan Hidrológico 2009-2015. Valores medios en hm³/año.

Entre paréntesis, la designación no actualizada

Etot = entradas totales

Tr = transferencia a o desde otras MASb

DA = descarga ambiental

SM = salida al mar calculada

MASb	Designación	Etot	Tr	DA	SM
32	Fluv. Fluvià-Muga	35,0	0,0	1	12,0
33	Fluv. Baix Ter	37,0	0,0	1	10,0
07	Paleog. Baix Ter	6,7	0,0		1,0
15	Al. Baixa C. Brava	9,4	0,0		3,0
35	Al. Baixa Tordera	36,6	0,0		6,0
18	Maresme	44,8	0,0		11,8
36	D. Besós-Barcelona	40,2	10,7		14,2
39	Delta Llobregat	42,7	0,0	1	12,0
23	Garraf	56,7	2,1		24,6
24	Baix Francolí	42,6	3,3		13,3
26	Baix Camp	40	10		10
55 (29)	Cardó-Vandellós	108	35		
59 (30)	Plana de la Galera	112	51,5		
52	Aluvial Baix Ebre				
53	Delta de l'Ebre				

El nivel de detalle de las fichas de las MASb es notable a nivel general, pero no se han reflejado adecuadamente los resultados de los numerosos estudios e investigaciones realizados en esos acuíferos costeros desde la década de 1960, tanto por organismos públicos (SGOP, CAPO) como por la Universidad (UPC). En las MASb costeras no se analiza cuánto afecta la intrusión marina a los recursos y reservas de agua subterránea y qué consecuencias tiene en la planificación del agua y los efectos económicos y sociales.

El abastecimiento de agua al área de Barcelona es crítico (Figura 3.2.1.5). Se hace a partir del sistema Ter-Llobregat y la incorporación de las reservas de los acuíferos del Baix Llobregat en momentos de escasez y de la desalinización y de agua regenerada. El manejo del sistema tiene gran influencia en el estado e intrusión marina en los acuíferos costeros.

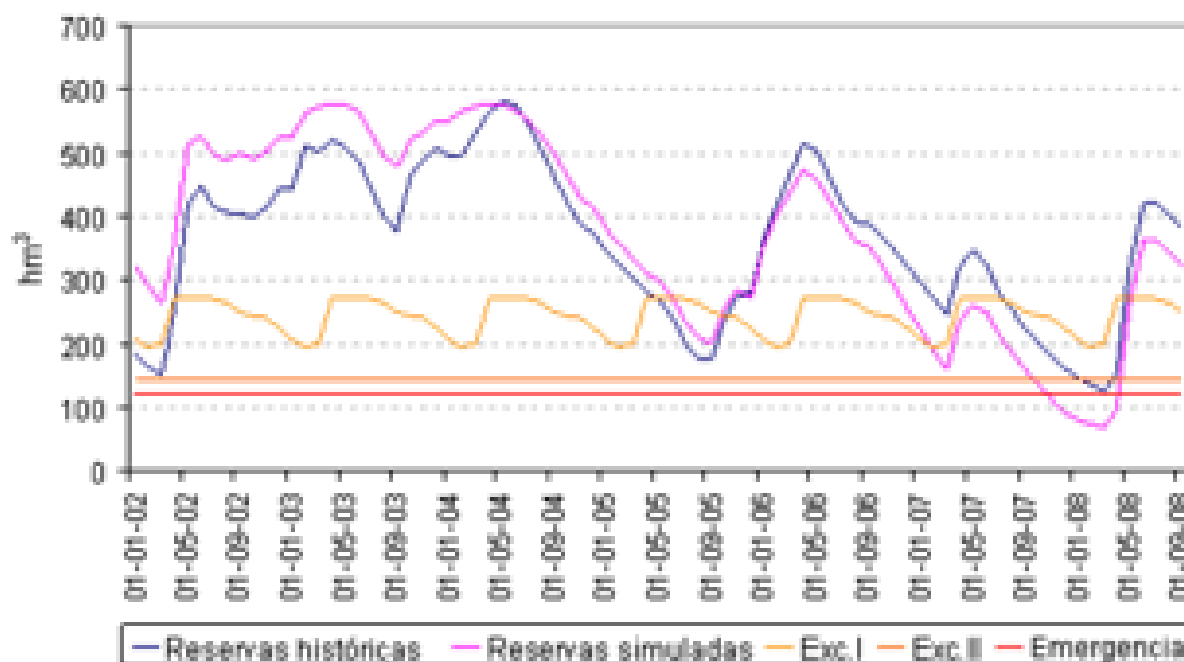


Figura 3.3.1.5 Suma de los volúmenes anuales reales y simulados en los embalses del sistema Ter-Llobregat en la situación actual de gestión y demanda de agua. Azul: registros reales; magenta: resultados modelados. A partir de 2006 se ha hecho un esfuerzo para reducir la demanda de agua. Exc se refiere a situación de excepción

En lo que sigue se extrae la información de interés de las MASb costeras o de las que alcanzan la costa, que se une a los comentarios de los distintos acuíferos y ámbitos costeros. A efectos de tratamiento cabe diferenciar entre los acuíferos al N de Barcelona y los situados al S

de la misma, ya que tienden a presentar características diferentes. El Baix Llobregat y el Delta del Llobregat se tratan conjuntamente, como un sistema acuífero singular.

3.2.2 Acuíferos catalanes al norte de Barcelona

Buena parte de los acuíferos catalanes al norte de Barcelona son pequeños aluviales y abanicos aluviales de gran pendiente y que pueden contener formaciones de media y alta permeabilidad. En general existe un acuífero somero, que es parte de la pequeña y alargada llanura aluvial, y otro profundo que resulta de la sedimentación en la parte inferior de un valle encajado que se formó durante la última regresión del mar. La cuña de materiales finos de relleno del antiguo valle inundado por el ascenso marino (acuitardo) suele estar de medianamente a poco definida, aunque existe y puede contener pasadas limosas y arcillosas, que con frecuencia son ricas en materia orgánica. La Figura

3.2.2.1 es una representación simplificada. La altitud del nivel freático en el tramo de recarga ha sido normalmente suficientemente alta para la expulsión del agua salina inicial, excepto en las porciones de muy baja permeabilidad de los acuitardos. Las formaciones someras aluviales se combinan con campos arenosos de barras costeras y de campos de arenas de duna y materiales de colmatación de marismas y lagunas costeras. Estas marismas y lagunas costeras pueden subsistir en algunos casos, dando origen a humedales de valor ecológico, como se comenta en la Sección 4.8 del Capítulo 4.

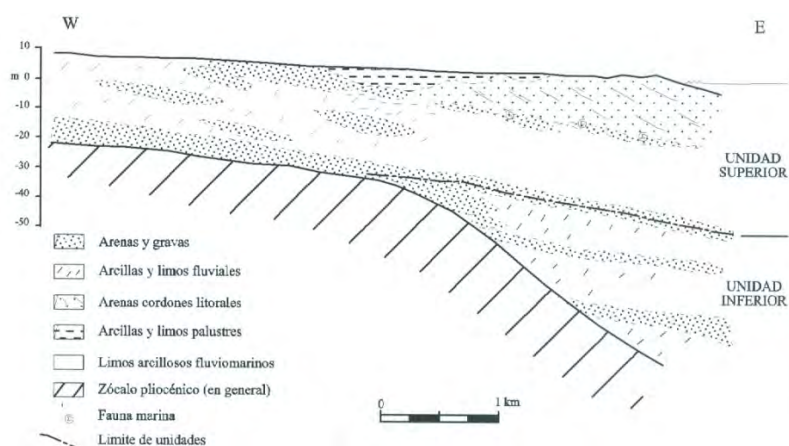


Figura 3.2.2.1 Corte simplificado según el cauce que muestra la sedimentología de los pequeños aluviales de la Cataluña Norte, según Bach (1986; 1990) y Bach et al., (2007)

Además de las formaciones fluviales y costeras cuaternarias asociadas, hay otras formaciones de carbonatos, areniscas y rocas graníticas y metamórficas que pueden tener importancia acuífera local.

En buena parte del área dominan las rocas ígneas y metamórficas y ocasionalmente volcánicas, que llegan hasta la costa o sus proximidades y actúan de zócalo hidrogeológico, salvo en la parte superior alterada.

En el Cap de Creus, los pequeños aluviales están encajados en materiales metamórficos y se utilizan para abastecimiento a la población. Bastan para la época normal, pero resultan insuficientes para atender al notable incremento de demanda de agua estival, cuando se producen problemas de intrusión marina. Durante el resto del año retrocede dicha intrusión marina. Allí donde es posible, se ha resuelto el problema aportando agua, de modo que parte de los acuíferos han dejado de usarse.

Port Bou dispone de un pequeño embalse (1 hm³) para el abastecimiento y de algunos pozos salinizados o en desuso, aunque se ha planteado su recuperación para periodos de sequía, al quedar fuera del ámbito de acción del Consorcio de la Costa Brava (CCB) [JMR]. Colera se abastece únicamente con pozos de su acuífero aluvial, de unos 15 m de profundidad; se desconoce la evolución de la salinidad. Cadaqués y Llançà pueden recibir en estiaje agua del embalse de Boadella, ya que sus pozos son insuficientes para cubrir la demanda. Llançà dispone de varios pozos, de 10 a 20 m, en el aluvial de la Valleta, que complementan el abastecimiento, algunos con salinidad; se aumenta la recarga por infiltración del agua tratada que se vierte en la riera aguas arriba. Cadaqués dispone de pozos de unos 14

m en el acuífero aluvial, insuficientes y salinizados y de pozos de hasta 140 m, perforados en materiales paleozoicos, de pequeño caudal que están muy salinizados [JMR].

Port de La Selva recibe una precipitación media de 540 mm/a. El periodo de retorno de sequías de 200 mm/a es de 50 años. Dada su situación geográfica aislada, no le llega la red de abastecimiento de agua en alta del Consorcio de la Costa Brava y es demasiado costoso el abastecimiento mediante desalinización local del agua marina. Así, se abastece (0,3 hm³/año) únicamente de dos pozos de 14 m situados en el acuífero de la riera Romanyac (Rubiés) cerca de la costa. La riera tiene una cuenca de 10,5 km², en esquistos. Los sedimentos fluviales forman una estrecha banda de 0,66 km², que en la costa alcanzan unos 10 a 15 m de potencia. Su espesor disminuye rápidamente aguas arriba, donde la terraza actual se une lateralmente con un nivel de terraza algo más alto, pero de débil espesor, que yace sobre esquistos alterados en la parte superior. La conexión no parece directa sino por descarga lateral de la terraza alta sobre la actual. El contenido de fondo de Cl es de unos 75 mg/L Cl. Los pozos acaban por salinizarse al final del verano, a menos que haya aporte de agua adicional. Si la salinidad se mantiene alta, como ha sucedido en 2016, no es posible la reutilización en tanto que la situación persista.

Para aumentar los recursos de agua disponibles, además de buscar el uso de agua residual regenerada para usos urbanos y de jardines, se ha iniciado la recarga del aluvial con agua usada tratada terciariamente, para disponer de reservas de punta y mantener la actual autosuficiencia del suministro (Figura 3.2.2.2). La EDAR, construida en 1974, tiene tratamiento secunda-

rio y capacidad para absorber la punta estival, en la que la población estable de cerca de 1000 habitantes se decuplica. En invierno, el tratamiento es una aireación prolongada y en verano se hace con fangos activados. En 1996 se incorporó el tratamiento de fangos, en 2000 se inició el tratamiento terciario para $25 \text{ m}^3/\text{h}$ y en 2010 se construyó un depósito regulador de 500 m^3 para permitir reutilizar una parte del efluente. Los caudales de entrada son de $500 \text{ m}^3/\text{d}$ en invierno y de $2500 \text{ m}^3/\text{d}$ en verano. Hasta ahora se vierte el 98% del efluente y el 2% se reutiliza para usos municipales de limpieza y jardinería, pero se ha adecuado la red de distribución para riego de jardines privados estivales. El actual tratamiento terciario es para $600 \text{ m}^3/\text{d}$; tiene filtración, tratamiento con rayos ultravioleta y cloración. En invierno el agua depurada podría ser utilizada para recarga del acuífero, si el grado de eliminación de componentes nocivos es suficiente y el tiempo mínimo de tránsito por el acuífero entre el lugar de recarga y el de captación es suficientemente largo.

Las condiciones de recarga han sido recientemente estudiadas dentro del proyecto europeo DEMOWARE (Demonstration Water Reuse, 2014–2016) [DEMOWARE]. Este proyecto está orientado a la gestión y el complemento de las disponibilidades de agua en el acuífero mediante recarga artificial con aguas usadas de población regeneradas (Figura 3.2.2.3).

Además de los dos pozos de abastecimiento, que penetran hasta la base del acuífero, ubicados próximos a la costa, se dispone de 14 sondeos de observación. Cerca de la costa, el nivel freático está 1–2 m sobre el nivel medio del mar, pero en verano puede descender hasta -2 m y hasta casi -6 m en los pozos de abastecimiento, cuando la salinidad puede alcanzar valores altos por desplazamiento lateral de la interfaz y cono salino ascensional. Se han realizado acciones experimentales de recarga artificial en balsas de infiltración utilizando agua urbana usada con tratamiento terciario, para aumentar el almacenamiento de agua dulce disponible en el verano, como se comenta en la Sección 7.7 del Capítulo 7. La Figura 3.2.2.4 muestra una de las balsas de infiltración.

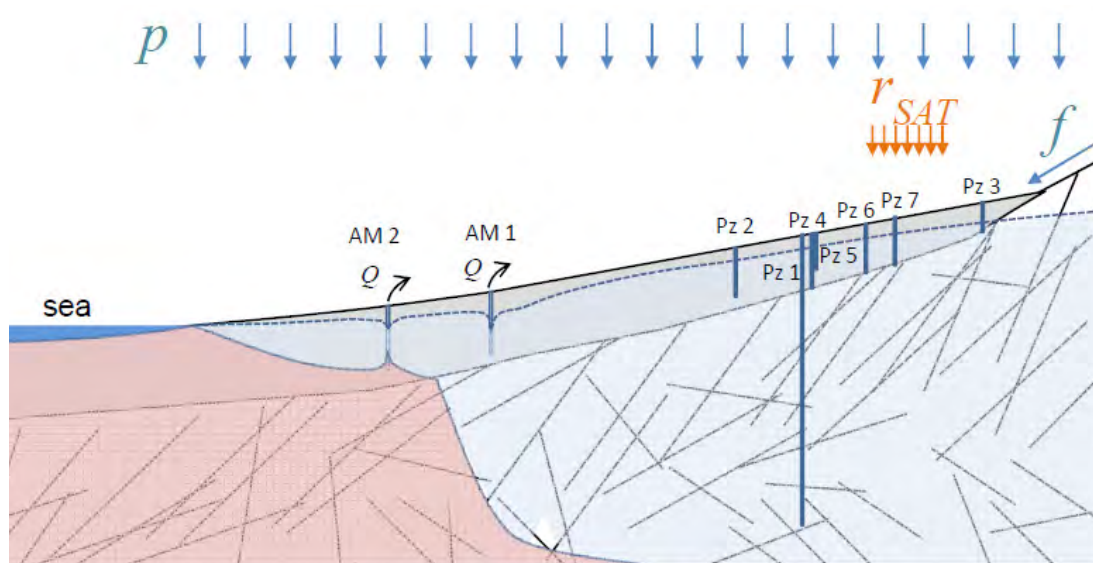


Figura 3.2.2.2 Corte esquemático según la riera de Rubiès, en Port de La Selva, con la ubicación de los pozos de abastecimiento y el área de las balsas de recarga (SAT) aguas arriba. El acuífero tiene un espesor de 15 a 20 m en la costa. Se ignora si hay formaciones cuaternarias de relleno del posible encajamiento tardi-pleistoceno del barranco o éste no existe a causa de la elevada pendiente del cauce.



Figura 3.2.2.3 Port de La Selva, pozos de abastecimiento y conducción de agua regenerada hasta las tres balsas de recarga.



Figura 3.2.2.4 Una de las tres balsas de recarga de aguas regeneradas en la riera de Rubiès, en Port de La Selva, con infraestructura de salida del agua en el centro del lecho de arena sílicea calibrada.

La zona costera del Alt Empordà, entre Roses y l'Esca, es un complejo sistema deposicional cuaternario formado por aportes de los ríos La Muga, Fluvià y marginalmente el Ter (Figura 3.2.2.5 y Figura 3.2.2.6), con restos de barras arenosas litorales, campos de arenas de duna y sedimentos de marisma y dunares. Se han realizado reconocimientos geofísicos de detalle mediante sondeos eléctricos verticales (SEV) con dispositivo Schlumberger, con énfasis en la salinización (Bach et al, 2007). Aunque se utiliza principalmente agua superficial para regar, en el acuífero superior hay lugares con salinización. Cabe aducir que el origen de la salinización son los temporales de Levante, que inundan territorio costero y facilitan el transporte del rociado y aerosol marinos hacia el interior. Se trata de unidades de origen palustre con escasa profundidad (métrica a lo más), separadas por dunas.

La mayor parte de la explotación actual o pasada de los acuíferos costeros es para abastecimiento, turismo (que incluye un campo de golf) y algunas industrias, pero poco para riego agrícola.

El agua subterránea del área de La Muga es de uso agrícola y tiene una salinización significativa. En el área, el cauce está encajado 1,5 a 2 m en los sedimentos, lo que favorece la penetración superficial de la salinidad y su transferencia a la parte somera del acuífero. Algo similar sucede en relación con los canales de la urbanización Empúria Brava. Esta salinización tiene una componente estacional. La salinidad ha causado el abandono de actividades agrícolas de riego y muchos pozos ya no son operativos. Se ha pasado a una agricultura de secano, pero con problemas por la alta salinidad de los suelos. No es posible producir maíz y se tiende al cultivo del arroz. La demanda agrícola es solucionable con un aporte de 0,2 a 0,5 hm³/año, pero no hay ninguna iniciativa en curso para hacerlo. La salinidad de los suelos supone dotaciones de riego relativamente altas. La perforación de pozos profundos para explotar el neógeno supone una inversión. Antes los canales conducían agua superficial, pero hoy pocos de ellos están operativos. Además, el agua salina puede penetrar por esos canales y acequias. En el Rec Sirvent, el agua salina penetra hasta 3,5 km tierra adentro. No se gestiona el sistema ni se dispone de compuertas para evitar la penetración marina. Esta situación comporta una acusada conflictividad social entre sectores de uso agrícolas, municipales y ambientales y también entre productores de distintos cultivos, principalmente maíz y arroz. Se está impulsando la creación de una Comunidad de Usuarios de Agua (CUA) para gestionar esta situación [JMR].

El acuífero profundo tiene salinidad debida al bombeo. Los depósitos cuaternarios están formados por depósitos someros arenosos y de gravas recientes y depósitos tardi-pliocenos, separados por materiales finos de composición y espesor variables, que a veces son arcillosos y ricos en materia orgánica. En la costa, la base está a 40-50 m de profundidad. Se trata de depósitos pliocenos arcillosos. Datos complementarios se encuentran en (Bermúdez Coronel y Prats Torres, 2014 y Burgos y Rivas Pozo, 2015).

En el Alt Empordà, en la zona situada entre las formaciones deltaicas de los ríos Fluvià y Muga, se habían producido notables descensos de nivel y procesos de salinización que afectaron a los abastecimientos de Empúria Brava y de Rosas y Cadaqués. Con el cese de la extracción de agua, aproximadamente en 1985, el agua del acuífero volvió a ser dulce y surgente. La recuperación fue relativamente rápida: en 1993–1995 ya no estaba afectado por salinización [JMP]. Se han restablecido algunos cultivos de arroz con agua subterránea en La Gallinera, con pozos de 10–20 m de profundidad. Se ha asociado a este cultivo un aumento en el contenido en NO₃, pero el origen es la agricultura del área en general. La moderada salinidad de algún pozo surgente y sin bombeo, como El Cortalet (645 µS/cm en 2015), es debida a aportes profundos, que se caracterizan por alto contenido en Na, HCO₃ y H₂S, los que podrían ser debidos a flujos más profundos procedentes del basamento [JMP]. Algunos pozos (Almatà) de alrededor de 40 m de profundidad, situados a unos 1,2 km de la costa, presentaban salinidades de 4660 µS/cm y 1375 mg/L Cl en 2015.

Roses se abastece con agua de La Muga (3 hm³/año), para mejorar la calidad de sus recursos propios. Los pozos de abastecimiento se clausuraron en 1986 por exceso de salinidad, propia e inducida en el entorno. Parte de estos pozos se rehabilitaron durante la sequía del 2008, acondicionando la entubación para evitar la entrada de agua somera. Pueden contribuir al abastecimiento en punta y como apoyo. Actualmente extraen menos de unos 0,3 hm³/año. En invierno pueden ser algo surgentes. Se tiene una notable mejora de la salinidad, pero subsiste cierta salinización del acuífero en el entorno, cuyo origen no está bien definido. Parece que el acuífero profundo local no se extiende hacia el mar sino que cambia a sedimentos finos. Los materiales y la fauna fósil que contienen muestran que se formaron en ambiente de estuario, en el que se pudieron depositar materiales fluviales con gravas por debajo del nivel del mar del momento. Esas gravas pueden tener cierta salinidad natural, que se conserva al estar semiaislandas del flujo general, y que sería transmitida desde los limos depositados en ambiente de estuario que las recubren [JMR].

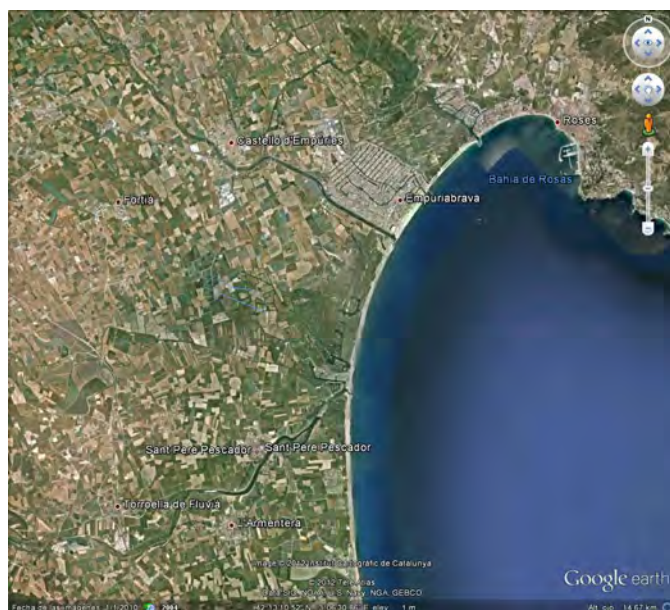


Figura 3.2.2.5 Alt Empordà

Algo similar a lo expuesto para el área de La Muga sucede en el área costera del Fluvià, con penetraciones salinas a través del río de hasta 3 km en verano y salinización de los pozos someros próximos. En Sant Pere Pescador, casi cada vivienda clásica disponía de un pozo para el autoabastecimiento, pero se salinizaron. Actualmente el abastecimiento se hace a través de la red pública y quedan pocos pozos domésticos operativos. En el frente litoral existen campings con más de 10.000 plazas de capacidad. Mantienen el suministro a través de pozos propios aunque con concentraciones anómalas de sulfato y elevadas en sodio. La margen derecha del río Fluvià, entre el río y L'Escala, no presenta intrusión marina destacable, dado que la mayoría de los pozos agrícolas se sitúan en el nivel superficial, hasta unos 20 m de profundidad, y no existen captaciones destinadas al uso urbano.

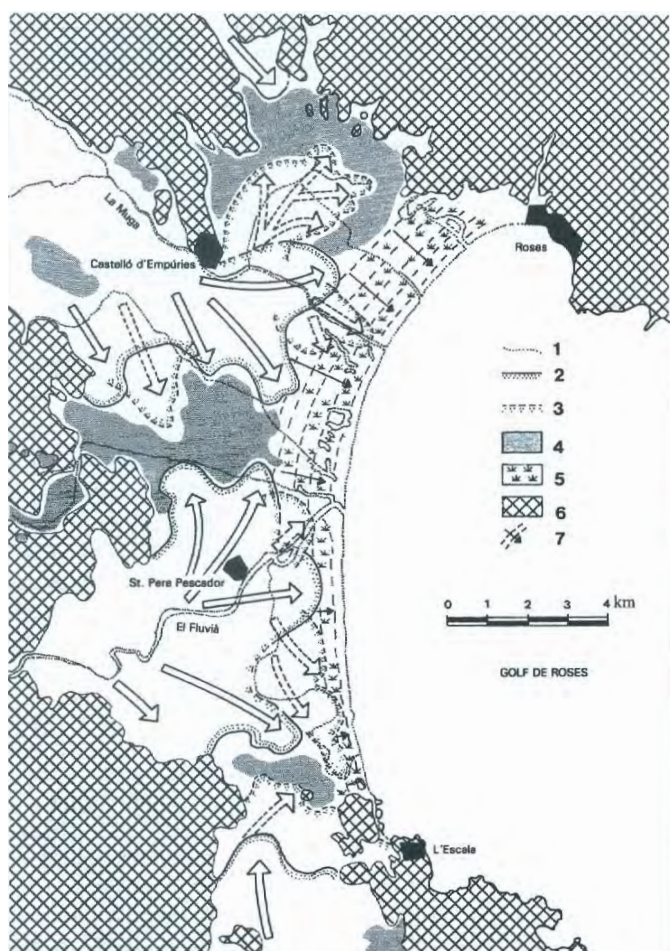


Figura 3.2.2.6 Mapa que interpreta la evolución reciente de la llanura deltaica del Alt Empordà, según Bach (1986); Bach et al., (2007): 1- lóbulos deltaicos antiguos, 2- lóbulos deltaicos recientes, 3- lagunas y áreas palustres interiores, 4- progradación del cordón litoral, 5- lagunas litorales, 6- marisma litoral, relieves pre-holocenos y 8- red fluvial, lagunas y costa arenosa actuales

La Figura 3.2.2.7 muestra la piezometría del área del **Baix Fluvià** en situación de explotación, que refleja principalmente los niveles de la parte profunda del acuífero cuaternario. Hay varias áreas con niveles algo por debajo del nivel del mar, con salinización cerca de la costa. La evolución es poco conocida en detalle.

Además los datos no siempre separan bien el acuífero somero del profundo. Se han hecho diversos reconocimientos geoelectrónicos (Bach, 1990). La Figura 3.2.2.8 muestra los resultados de la distribución de resistividad eléctrica mediante SEV en 1982 y 2002 para la porción somera y el cuaternario.

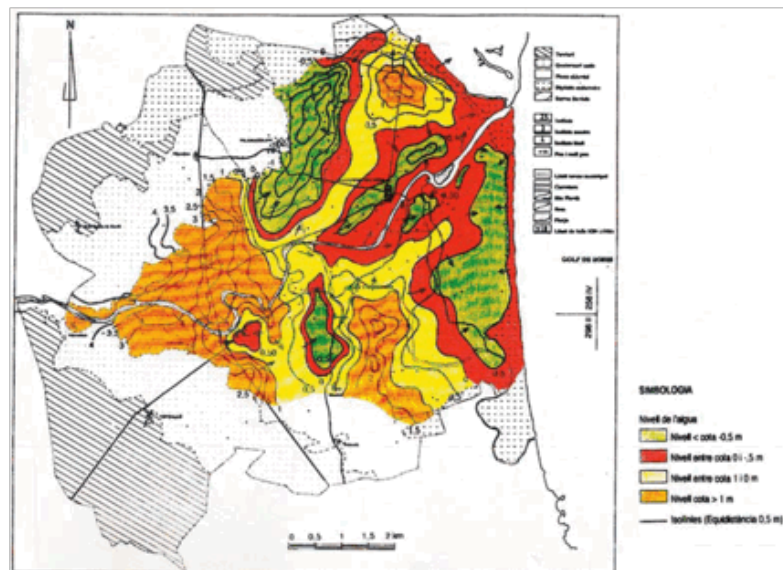


Figura 3.2.2.7 Piezometría del área del Baix Fluvià en situación de explotación, que refleja principalmente los niveles de la parte profunda del acuífero cuaternario (ACA, 2009). Clave de colores: verdoso < -0,5 m; rojo -0,5-0,0 m; amarillo 0,0-1,0 m y anaranjado > 0,1 m. Fecha no conocida

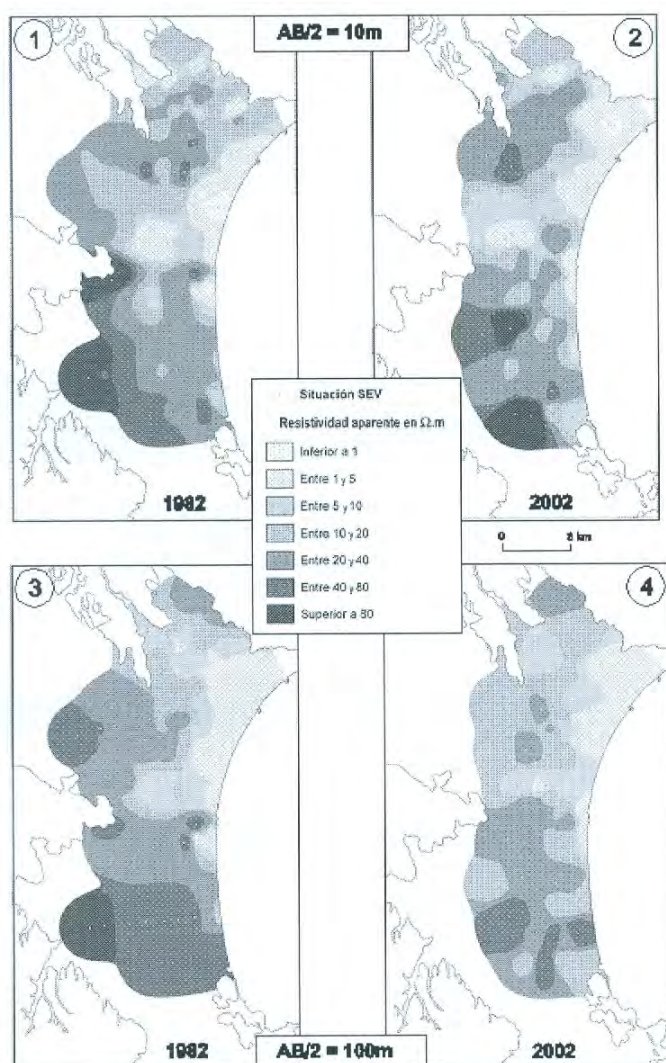


Figura 3.2.2.8 Resultados de la distribución de resistividad eléctrica de los sedimentos del Alt Empordà mediante SEV en 1982 y 2002 (Bach et al., 2007) para la porción somera ($AB/2 = 10\text{ m}$) y el cuaternario ($AB/2 = 100\text{ m}$). Cuanto más débil es el tono de gris menor es la resistividad eléctrica, de modo que es posiblemente mayor la salinidad, a falta de otras correcciones

En L'Escala–Empúries hay extensas superficies con aguas subterráneas con cierta salinidad, de unos 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad eléctrica, que por lo menos en parte es de origen natural, bien residual de albuferas o de evaporación [JMR]. Estas aguas se pueden utilizar para el riego de frutales si el árbol está sobre una pequeña elevación que permita el drenaje al exterior del agua excedente de riego.

L'Escala se abastece de pozos teóricamente situados en el acuífero aluvial profundo, formado por un paleo-canal pleistoceno del Ter. Su substrato basal también contiene gravas neógenas, que podrían ser suficientemente transmisivas. Se desconoce cómo evoluciona la salinidad en estos pozos, pero en los últimos años las captaciones antiguas situadas cerca del litoral se han desplazado hacia el interior. Los antiguos pozos que abastecían L'Estartit se abandonaron hace más de 30 años. En parte, la salinización está motivada por la cuña salina superficial, cuyo frente varía de posición según que las entradas de agua marina, sean subterráneas o superficiales por inundación producida por temporales de mar [JMR]. La gestión para controlar estas entradas de aguas salinas es motivo de conflicto entre el sector agrícola y la gestión medioambiental de la zona.

En el Empordà, la presencia de otros contaminantes en el agua subterránea, como los nitratos, no ha contribuido a generar confianza en la utilización de los recursos locales, por lo que frecuentemente, siempre que sea posible, se opta por la conexión a suministros en alta.

Existen canales históricos de riego procedentes del río Ter que desembocan en el litoral de L'Escala–Empúries, contribuyendo a una cierta estabilización de la cuña salina natural.

Entre el Alt Empordà y el Baix Ter se encuentra el macizo costero carbonatado del Montgrí. Fue estudiado por Macau (1965) a raíz de algunos problemas de salinización de pozos en su entorno. Es una situación local de escasa relevancia.

Similares consideraciones a las del Alt Empordà valen para el **Baix Ter**. El acuífero profundo cuaternario está mejor definido bajo una cuña limosa más uniforme. Hay aguas salinas someras que pueden explicarse por evapoconcentración en marismas y lagunas litorales. Pueden encontrarse datos complementarios en Benet Llobera (2011); Girardi Lavin y Recio Aguilera (2015) y

Mallén Bueno y Pajarón Bermúdez–Cañete (2011). En la zona litoral del Ter existen pozos superficiales de uso doméstico y agrícola de hasta 10 m, algunos de ellos con problemas de salinidad.

En el Baix Ter, el suministro poblacional tradicional es a partir de pozos en el entorno de Gualta, en la margen derecha, cercanos a Ullà–Torroella en la margen izquierda del Ter. Sólo existen problemas para el suministro urbano en la época estival, pero sin que ello dé lugar a conflictividad social. No obstante, los pozos más antiguos situados en la margen derecha, por detrás de las dunas donde hoy se ubica el campo de golf, a unos 5,5 km de la línea de costa, han quedado inservibles a causa de la alta salinidad asociada a la intrusión marina generada por el bombeo en el acuífero profundo [JMP].

En el área correspondiente a Torroella y Gualta, los pozos son profundos (35–40 m) y explotan formaciones que no se extienden hasta el mar y tienen cierta salinidad congénita. En esta área se localizan los pozos construidos en las décadas de 1970–1980 para el abastecimiento de la Mancomunidad de Palafrugell, que salinizaron parte de esta zona y no se han podido poner en operación de nuevo. En el 2002 se dispersó la extracción con nuevos pozos más alejados de la costa, que por el momento son operativos en cuanto a su calidad, aunque suponen un aumento del coste [JMR]. Esta salinización afectó a pozos de uso agrícola, que se abandonaron, de modo que los agricultores tuvieron que conectarse al sistema de regadío de las comunidades de regantes. El abastecimiento agrícola se realiza mayoritariamente con agua superficial del Ter, a través de una nueva infraestructura de riego que substituye a las acequias históricas que ya existían. Se ha constituido una CUA formada por las comunidades de regantes más los usuarios de pozos (agrícolas, municipales y turísticos). Su financiación se realiza a través de aportaciones de los municipios y de las comunidades de regantes, mientras que en el caso de los pozos agrícolas parece que sólo el 10% de los pozos pueden pagar algo por encima del coste del cobro de la cuota; no se aplica a los pozos que captan menos de 7000 $\text{m}^3/\text{año}$. Las actuaciones para impulsar la constitución de la Comunitat d'Usuaris d'Aigües Subterrànies (CUAS) del Baix Ter se inició hace ya 25 años y solo muy recientemente ha llegado a formalizarse.

En la Figura 3.2.2.9 se muestran las evoluciones piezométricas en sondeos de observación en el Baix Ter. Entre 2001 y 2002 se produjo una recuperación en el

acuífero profundo hacia valores estables más elevados, pero aún bajo el nivel del mar. Otros sondeos evolucionan de modo inverso. El análisis requiere información complementaria. La Figura 3.2.2.10 representa la evolución piezométrica actualizada en otro sondeo de observación profundo, que muestra esa recuperación entre 2001 y 2002, desde valores muy negativos (-7 a

-12 m) a moderadamente negativos y estables, entre -3,8 m (probabilidad 20% de que sean menores) y -2,2 m (probabilidad 75% de que sean menores). La ACA trata de frenar el avance de la intrusión marina con el cierre de los pozos salinizados y medidas para que los nuevos pozos no sean afectados.

Figura 3.2.2.9 Evoluciones piezométricas en sondeos de observación en el Baix Ter (ACA, 2009). Entre 2001 y 2002 se produjo una recuperación en el acuífero profundo hacia valores mayores estables, pero aún bajo el nivel del mar

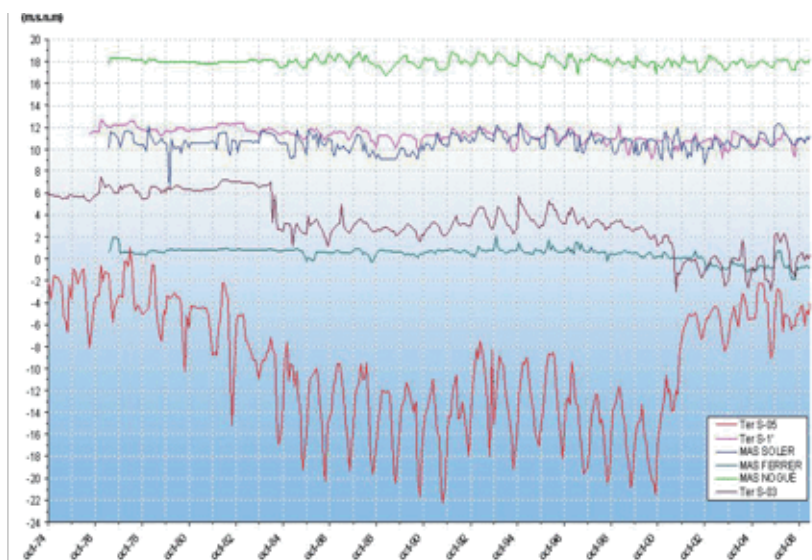
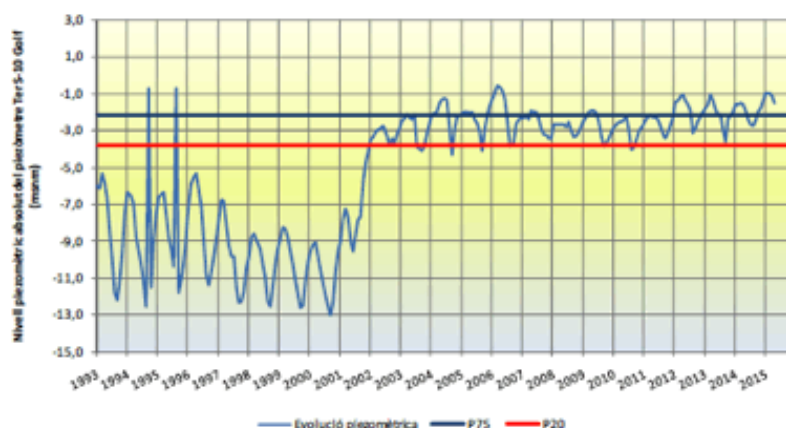


Figura 3.2.2.10 Evolución piezométrica en un sondeo de observación profundo en el Baix Ter (ACA, 2009). Entre 2001 y 2002 se produjo una recuperación desde valores muy negativos (-7 a -12 m) a moderadamente negativos y estables entre los límites -3,8 m (probabilidad 20% de que sean menores) y -2,2 m (probabilidad 75% de que sean menores)



En la margen izquierda del Ter, lindando con el río y con el cordón de dunas costeras, existen tres lagunas de la marisma de La Pletera (Montaner, 2010), objeto de detallados estudios de restauración y conservación dentro de un proyecto Life Pletera (Projecte Riberes del Ter). Son muy variables. A la influencia del aerosol marino, las aportaciones de tormenta desde el mar (llevantades) y ocasionales inundaciones fluviales se une una fuerte evaporación que origina altas salinidades. Las aguas subterráneas juegan un importante papel en modular su estacionalidad.

En toda el área considerada el volumen de agua salina es elevado, pero no tiene utilización tras desalobra-

ción, salvo excepciones. Un camping en la zona del Ter desalobra por ósmosis inversa unos 7000 m³ durante el verano mediante pozos someros de 2 a 3 m de profundidad, para producir 5000 m³.

Entre el Baix Ter y La Costa Brava norte existen acuíferos explotados en areniscas y conglomerados del Terciario, principalmente en el entorno de Palafrugell. Han sido una fuente importante de suministro de agua de abastecimiento y aún se utilizan. La principal problemática es el descenso de niveles piezométricos más que el riesgo de salinización, ya que no son propiamente acuíferos costeros, aunque están próximos a la costa.

Actualmente, la Mancomunidad de Palafrugell, Begur y Pals, con pozos situados en el acuífero aluvial del litoral del Ter, dispone también de una conexión en alta que llega desde El Pastoral, pudiendo reducir hasta la mitad la extracción de los pozos. Como esta agua en alta es más cara, por el momento no se hace uso de la nueva conexión.

En los pequeños aluviales de la Costa Brava se tienen situaciones similares a las del Cap de Creus. Tienen cuencas y superficies aluviales pequeñas, salvo la Riera de Ridaura, que tiene mayor desarrollo. La Figura 3.2.2.11 muestra de forma esquemática un corte geológico a lo largo de la Riera de Tossa. Estos acuíferos fueron estudiados en detalle por el Servicio Geológico de Obras Públicas y en especial el Ridaura. Esta información se incorporó al REPO (1971) y luego al PHPO (1985b).

Estos aluviales han estado sometidos a intensa explotación. Han sido suficientes para abastecer la demanda de población e industrial en época invernal, pero en la punta de demanda del verano acaban por salinizarse. El agua marina penetrada es posteriormente expulsada. La gravedad de la situación al final del verano dependía de la pluviometría de los meses precedentes. La disponibilidad de agua importada ha llevado al semi-abandono de los pozos, pero actualmente se considera su rehabilitación para atender puntas estivales. En las rieras de Tossa y Lloret se mantienen las reservas por la infiltración en el cauce aguas arriba de aguas de usadas regeneradas. El agua urbana tratada se reutiliza desde 2007.

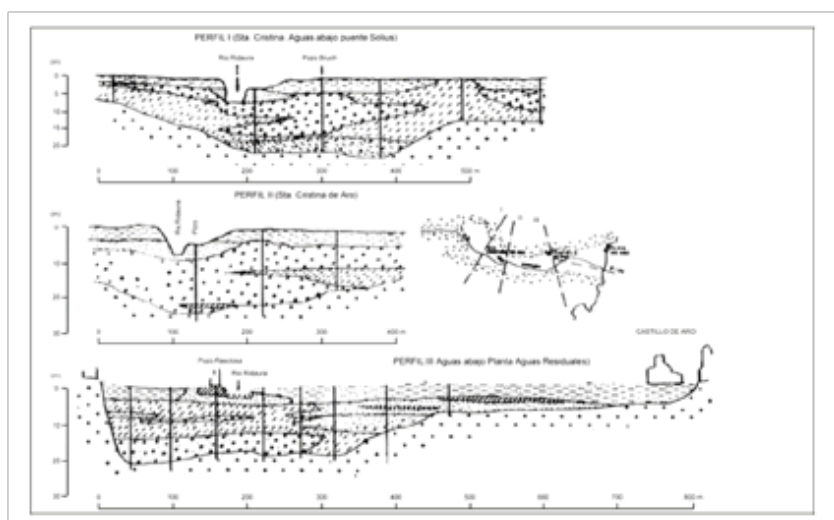
Figura 3.2.2.11 Corte esquemático longitudinal (a lo largo de la riera de Tossa) del acuífero de Tossa (REPO, 1970)



Los depósitos fluviales cuaternarios del **Ridaura** tienen una estructura hidrológica costera bicapa, con un acuitado bien diferenciado en Castell d'Aro (Martínez Cobo y Olarte Concha, 2014), donde el espesor máximo del cuaternario sobre el zócalo granítico es

de aproximadamente 20 m (Figura 3.2.2.12). No hay reconocimientos de detalle más próximos a la costa, donde el espesor del cuaternario podría alcanzar 30 m (Figura 3.2.2.13).

Figura 3.2.2.12 Cortes geológico-hidrológicos del valle del Ridaura, según el Servicio Geológico de Obras Públicas (REPO, 1970)



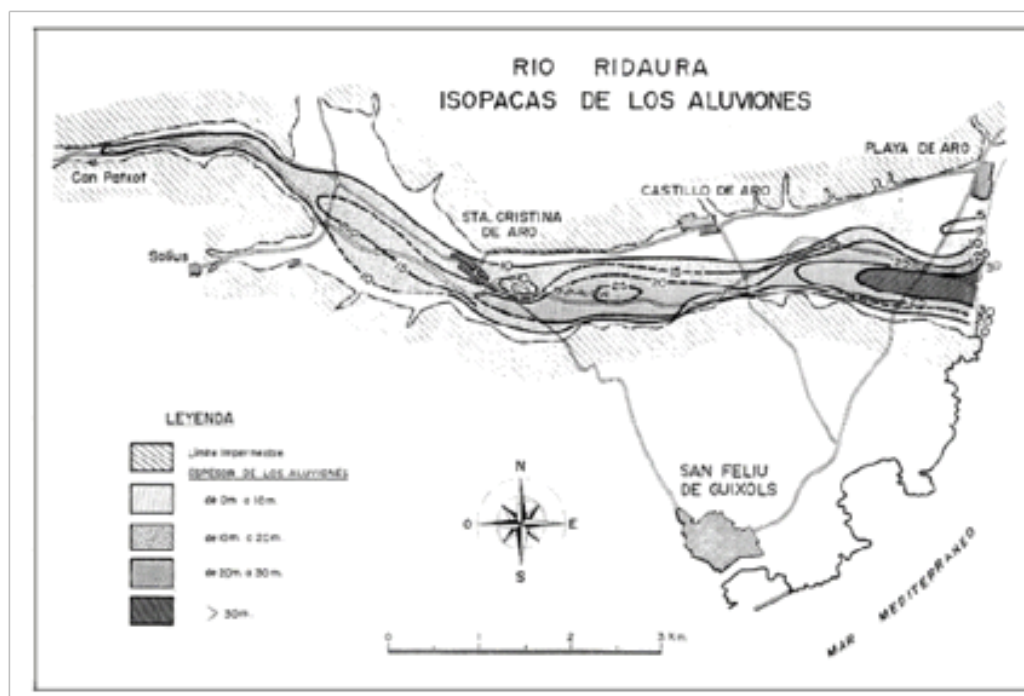


Figura 3.2.2.13 Mapa de isopacas de los sedimentos aluviales cuaternarios del Ridaura encajados en granito (REPO, 1971)

El abastecimiento de la Costa Brava Centro se realiza de forma mayoritaria a través del Consorcio de la Costa Brava (CCB), con aguas procedentes del embalse del Ter en El Pasteral, mientras que las aportaciones de pozos contribuyen de forma secundaria y con ciertas limitaciones debidas a la capacidad de extracción y del riesgo de salinización. En Palamós, con una demanda de $1,1 \text{ hm}^3/\text{año}$, el suministro por parte del CCB se complementa con $0,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ de los pozos de Torrent (situados en acuíferos paleógenos del Baix Empordà). Existen también los antiguos pozos municipales del acuífero aluvial del Aubí, que suministraban otros $0,5 \text{ hm}^3/\text{año}$, con valores de cloruros de entre 100 y 200 mg/L. Actualmente se utilizan poco. Calonge, con una demanda de $1,1 \text{ hm}^3/\text{año}$, se abastecía únicamente de pozos de unos 20 m del acuífero de la riera de Calonge hasta que algunos se salinizaron, con valores de cloruros superiores a 600 mg/L. Los pozos más al interior aún complementan ocasionalmente el suministro municipal. Se plantea la posibilidad de recarga y/o una barrera costera, aún sin concretar. El abastecimiento de los municipios litorales de la Vall d'Aro (Platja d'Aro, Santa Cristina y Castell d'Aro), junto con Sant Feliu de Guíxols, con una demanda total de unos $5 \text{ hm}^3/\text{año}$, se complementa con recursos locales del acuífero del Ridaura, pero con limitaciones por salinidad, lo que condiciona la explotación y hace que se tenga que alejar los pozos del litoral. Actualmente, la posible salinización en el acuífero del Ridaura no presenta ningún

problema al abastecimiento urbano, dado que los pozos de captación se refuerzan con el agua procedente del Ter del abastecimiento Costa Brava Sur. La infiltración de las aguas procedentes de la EDAR a través del cauce del río influye en la recarga y posiblemente ayude a contener la intrusión marina en el tramo litoral [JMP]. No hay bombeos significativos en la zona litoral del Ridaura, dado que está completamente urbanizada (Platja d'Aro). A lo largo de las últimas décadas se contabilizan unos 35–40 pozos de suministro para estas poblaciones [JMR]. Se han realizado pruebas de recarga con aguas de EDAR. A partir de la década de 1990, la aportación de aguas del Ter motivó la estabilización y en algunos casos reducción de la salinidad detectada en los pozos municipales desde las décadas de 1970 y 1980. Lloret y Tossa de Mar se abastecen de 8 pozos situados en el aluvial del río de La Tordera. La demanda conjunta es de unos $6 \text{ hm}^3/\text{año}$. Los recursos locales aportan menos de $0,5 \text{ hm}^3/\text{año}$, con limitaciones por caudal y salinidad.

En general, la aportación en alta de aguas superficiales al conjunto de poblaciones turísticas de norte a sur de la Costa Brava ha mejorado la garantía del suministro y la presión sobre los acuíferos, motivando la disminución parcial de alguno de ellos respecto a la salinidad, aunque con un coste difícil de calcular. Aparte del coste, el suministro en alta puede haber motivado una cierta relajación en la adecuada gestión de los acuífe-

ros litorales y quizás también un menor interés en su protección y consideración como recurso estratégico. Una muestra de ello es que normalmente la mejora de la garantía del abastecimiento suele contemplar en primera instancia la ampliación de la red de conducciones en alta y escasamente la recuperación de los recursos locales [JMR].

El delta y parte baja de **La Tordera** forman un importante acuífero local intensamente explotado y con problemas de intrusión marina. El delta tiene 30 km². El agua se destina a abastecimiento e industria y en parte también al riego agrícola.

Se trata de un típico acuífero aluvial cuaternario bicapa (Figura 3.2.2.14), con estructura similar a la de los deltas de La Tordera, Llobregat y Ebre, como se comenta en el Apartado 3.2.1, pero en el caso de La Tordera la cuña intermedia Holocena es de materiales más groseros.

El paleovalle está bien encajado en su margen izquierda (Figura 3.2.2.15). Bajo los sedimentos recientes existen otros anteriores permeables, aunque poco conocidos y con características y comportamiento inciertos (GEOGEOSERVEI, 2000; Rahola y Casas, 2003; Nadal i Jaume, 2010). El conjunto sedimentario es complejo ya que el zócalo tiene resaltos y la relación con el mar es variable (Vila Planavila, 2016).

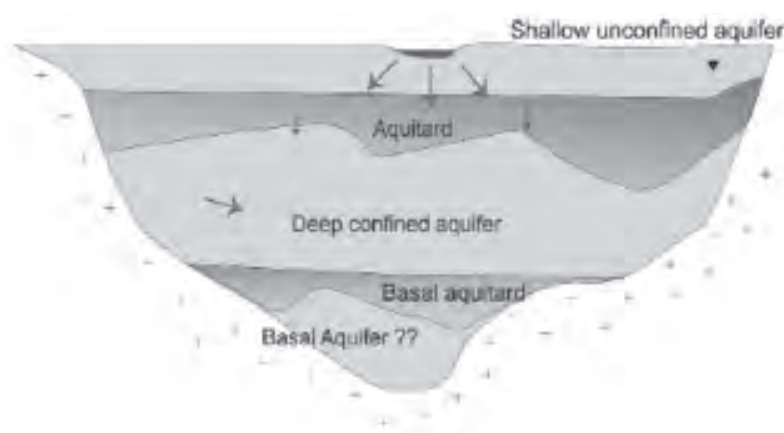


Figura 3.2.2.14 Corte esquemático transversal del delta de La Tordera (Falgàs et al., 2005)

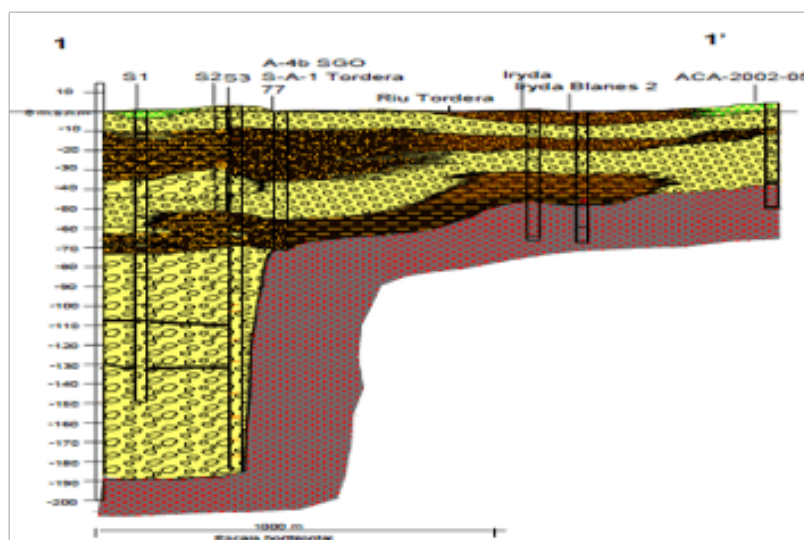


Figura 3.2.2.15 Detalle litológico transversal del delta de La Tordera en el lado de Blanes.

La salinización de origen marino empezó en 1988 en Blanes y Malgrat. Al igual que en otros acuíferos litorales, la intrusión salina por explotación del acuífero aluvial profundo penetra a través de los paleocanales pleistocenos y su progresión aguas arriba está condicionada por la geometría de estos paleocanales y la cota de entrada de la intrusión. En 1999 algunos pozos

ya habían alcanzado 2 g/L Cl. La distribución de esa salinidad se estudió mediante SEVs y tomografía eléctrica (Himi et al., 2000; 2007; Arranz et al., 2004; Teixidó et al., 1998; Falgàs et al., 2005; Brentani, 2005). De la Torre e Ibañez Iglesias (2012) analizaron la situación actual.

Para controlar la salinización progresiva, en 2002 se construyó una planta desalinizadora de agua del mar con capacidad nominal de 10 hm³/año, en el margen izquierdo del delta, cuya capacidad se incrementó a 20 hm³/año en 2008 (Ortuño, 2011). En un principio se alimentada a partir de 10 pozos profundos costeros y más de 100 m de profundidad, que posiblemente captan el agua por debajo de las formaciones neógenas bajo el aluvial.

La Figura 3.2.2.16 muestra los perfiles de salinidad de tres sondeos, como porcentaje de agua marina. La presencia de agua casi marina en todo o parte del tramo de rejilla favoreció que se adoptase la captación de agua marina mediante pozos profundos con rejilla en la parte inferior para alimentar la planta desalinizadora de agua de mar en construcción. La explotación produjo agua marina diluida con agua dulce, al no tener en cuenta debidamente la hidrodinámica de los acuíferos costeros en su contexto sedimentario real. Eso, no sólo era un inconveniente para la planta, sino un consumo adicional de agua dulce subterránea que debía evitarse.

Las características de mezcla ha sido estudiada por Otero et al. (2011) y Soler et al. (2005).

Ante la dificultad de obtener agua de composición totalmente marina, se abandonó la alimentación mediante pozos y se pasó a la toma directa de agua del mar mediante una toma de agua marina directa a través de un túnel inclinado, que aflora submarinamente a 30 m de profundidad.

El objetivo de la planta de desalinización era substituir pozos de abastecimiento y pozos agrícolas para regadío en el lado de Malgrat (ACA, 2003). En 2002 se produjo una rápida recuperación de niveles. En octubre de 2003 se declaró el acuífero como sobreexplotado en 3 de los 10 polígonos en que se dividió su área. En 2012 se incrementaron las extracciones para abastecimiento. Se desconoce cómo ha evolucionado la salinidad como consecuencia de la desaparición de empresas industriales de la zona que tenían altos consumos de agua [JMR].

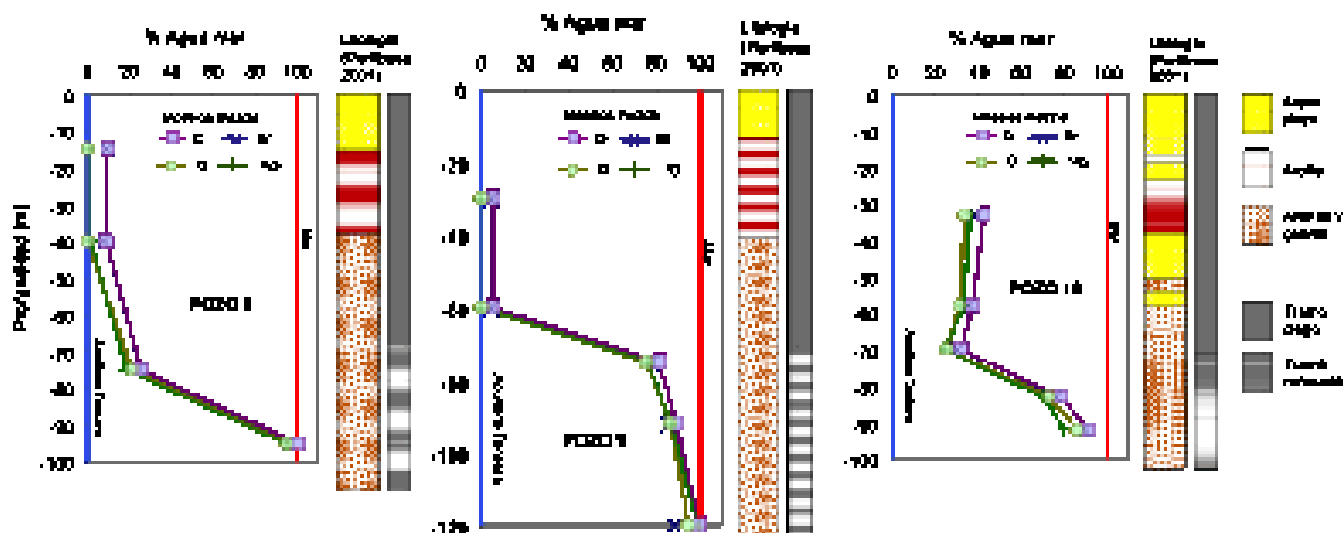


Figura 3.2.2.16 Perfiles de salinidad en 2001 a partir de muestras de agua como porcentaje de agua marina en tres sondeos del delta de La Tordera. Sólo tiene significación la parte dentro del tramo de rejilla. El agua llega a ser marina

Según Ortuño (2011), para controlar la intrusión marina, entre 2007 y 2011 se substituyó parte del agua extraída de los acuíferos por agua regenerada. La reducción de extracciones y la recarga inducida en el cauce del río al verter aguas arriba agua usada regenerada del terciario de la EDAR de Blanes (incremento del 10-15% de la recarga) produjo una rápida recuperación piezométrica (Figura 3.2.2.17) y de la salinidad el agua (Figura 3.2.2.18). A esto se une la aportación de la planta de desalinización.

Para la gestión la ACA dispone de un modelo numérico de simulación de la Baixa Tordera (Guimerà et al., 2003). Se ha estudiado el impacto que tiene en la calidad del agua del acuífero superior (Alcalde Sanz et al., 2013). Actualmente se dispone de un Plan de Ordenación de Extracciones (POE) apoyado por un modelo SIMGES-Aquatool.

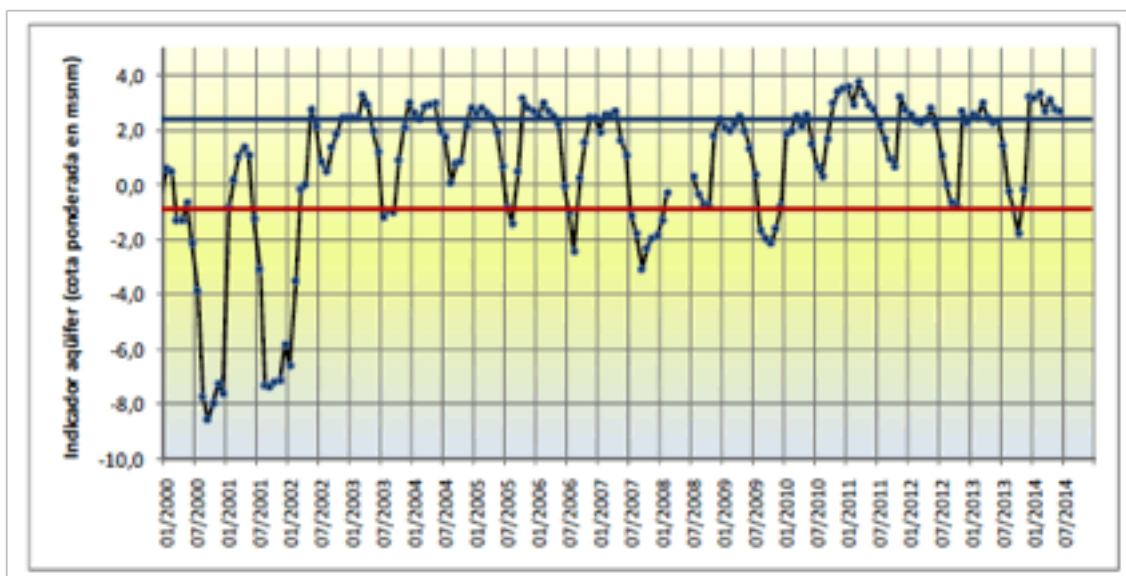


Figura 3.2.2.17 Recuperación piezométrica en el sondeo de observación de Blanes (S-32) tras la disponibilidad en el área de agua de mar desalinizada (ACA, 2003). Tras la recuperación, los niveles, que con anterioridad eran negativos casi permanentemente, varían entre -0,9 m con el 25% de probabilidad de ser inferiores y 2,4 m con el 75% de probabilidad de ser inferiores

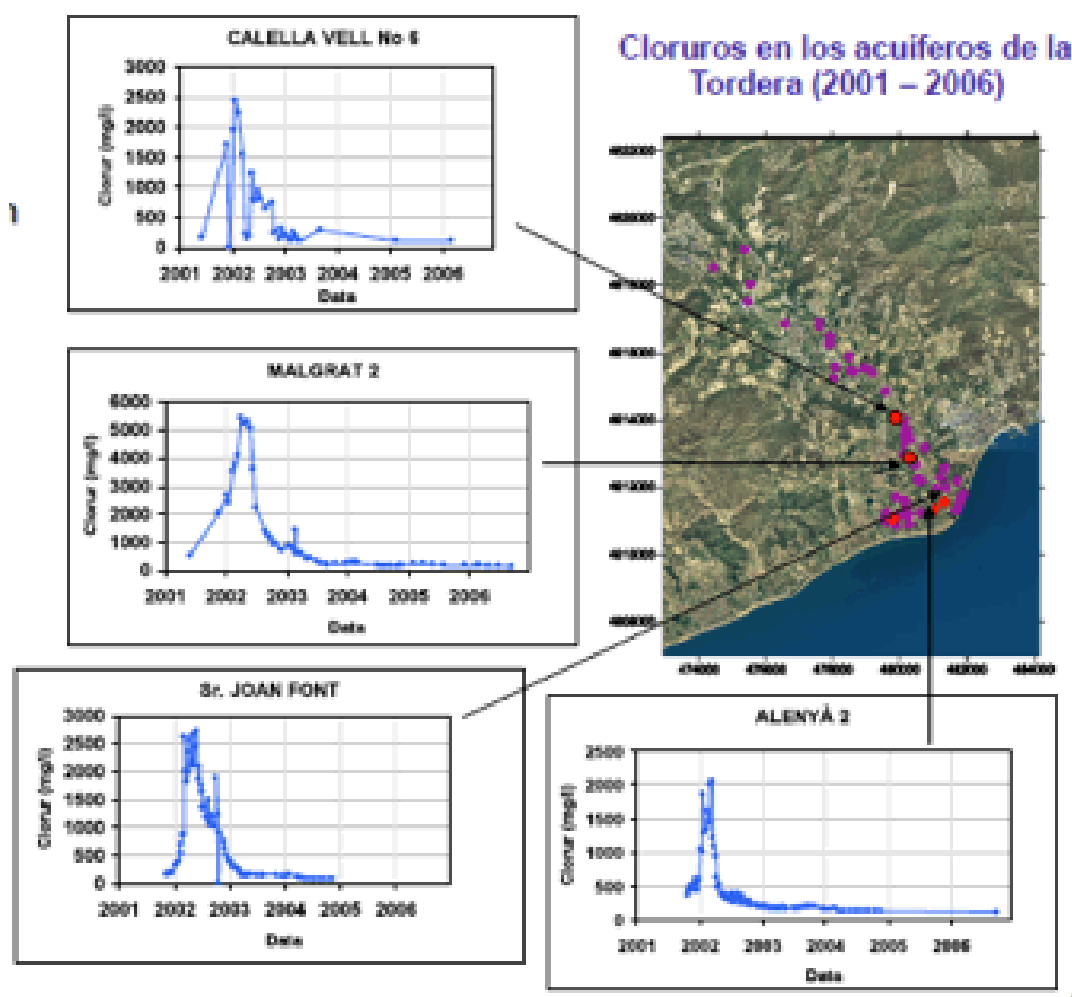


Figura 3.2.2.18 Evolución del contenido en cloruros en captaciones del delta de La Tordera tras la reducción de extracciones al empezar el suministro de agua marina desalinizada (Ortuño, 2011)

El **Maresme** es predominantemente granítico, con pequeños aluviales y franjas costeras formadas por depósitos cuaternarios derivados de la erosión de los materiales graníticos, en parte arenas gruesas (Figura 3.2.2.19). El mayor desarrollo corresponde a la Riera d'Argentona, que desemboca al mar junto a Mataró. Los aluviales sólo tienen entidad entre la Riera d'Argentona y Mataró (Meroño Lombera, 2013). Estos aluviales costeros y las formaciones litorales han sido intensamente explotados para abastecimiento de las poblaciones en sus inmediaciones y entre ellas para riego agrícola de cultivos. Son importantes los cultivos de las flores ornamentales y algunos productos hortícolas. El resultado ha sido una fuerte contaminación por nitratos y cierta intrusión marina, que es importante en el entorno de las poblaciones y menos entre ellas (Corominas y Custodio, 1981; Martínez Parra y Murillo Díaz, 2003a; 2003b). Hoy hay casi un continuo urbano a largo de las proximidades de la costa. Actualmente,

las extracciones para abastecimiento urbano están paralizadas al disponerse de agua importada. Con ello la intrusión marina se ha moderado.

La Figura 3.2.2.20 muestra un corte hidrogeológico idealizado del acuífero aluvial de El Maresme por la población de Vilassar de Mar, que es representativa de las otras áreas con riera. Posiblemente las formaciones acuíferas profundas no se abran al fondo marino o lo hagan con dificultad. En el Maresme, las rieras han excavado poco. Los materiales litorales proceden en buena parte de La Tordera.

La Figura 3.2.2.21 muestra la superficie freática y la amplia zona con niveles muy próximos al nivel del mar o por debajo del nivel mismo en el entorno de Mataró y de Premià de Mar, como aparece en la evolución piezométrica de la Figura 3.2.2.22.

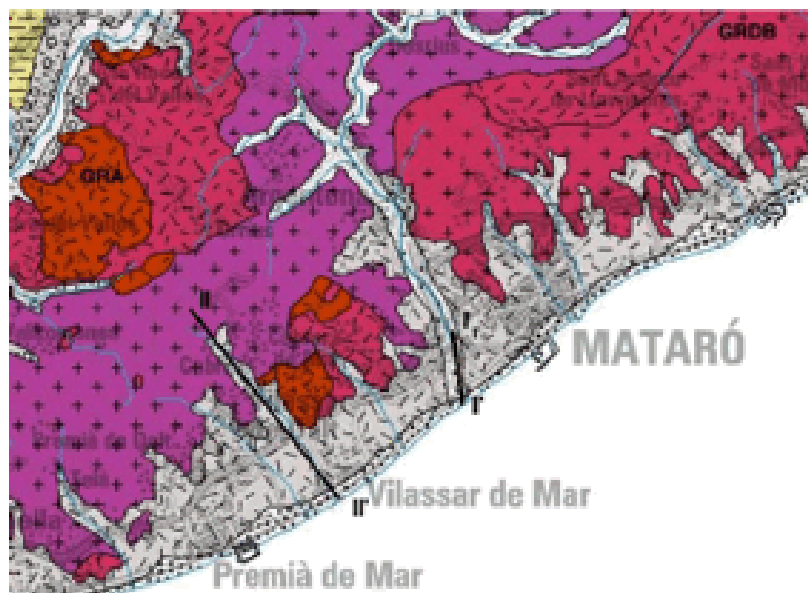


Figura 3.2.2.19 Mapa geológico simplificado de El Maresme

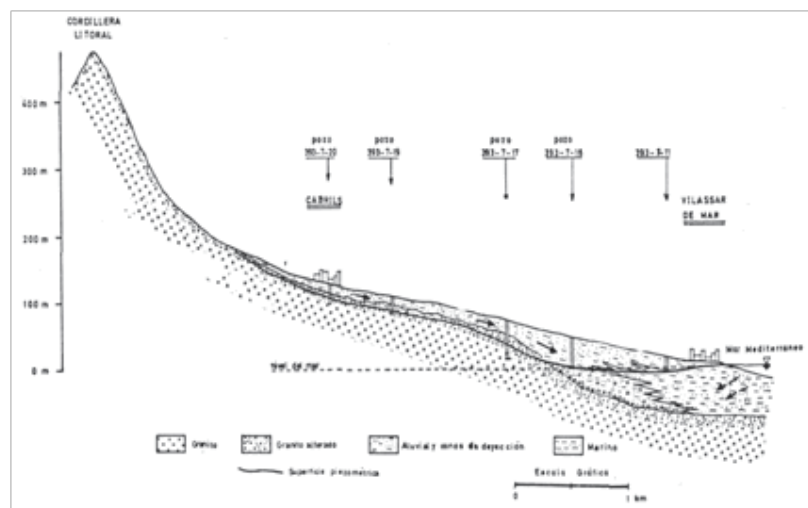


Figura 3.2.2.20 Corte hidrogeológico idealizado del acuífero aluvial de El Maresme por la población de Vilassar de Mar (Corominas y Custodio, 1981).

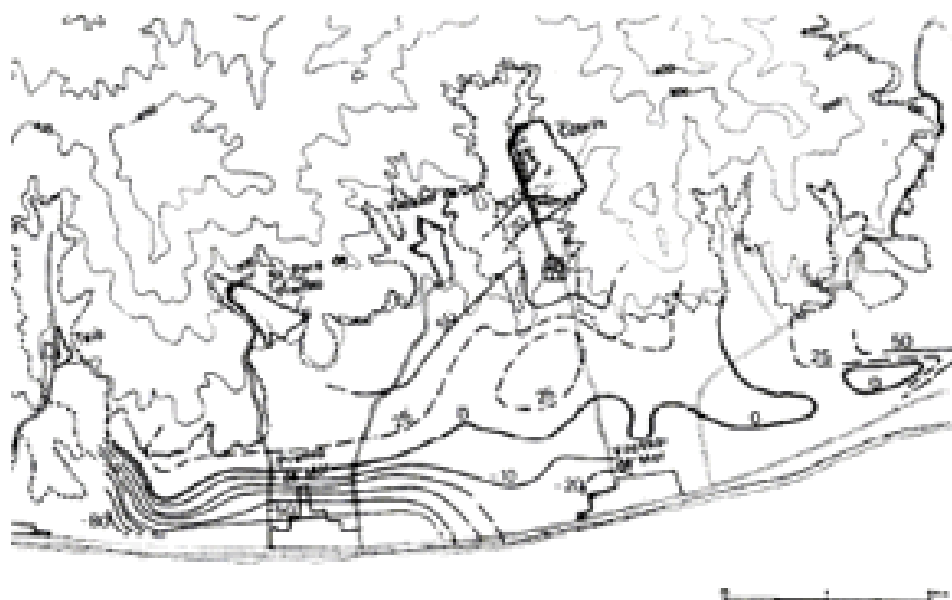


Figura 3.2.2.21 Superficie freática y zona con niveles muy próximos al nivel del mar en El Maresme o por debajo del nivel mismo en el entorno de Mataró y de Premià de Mar

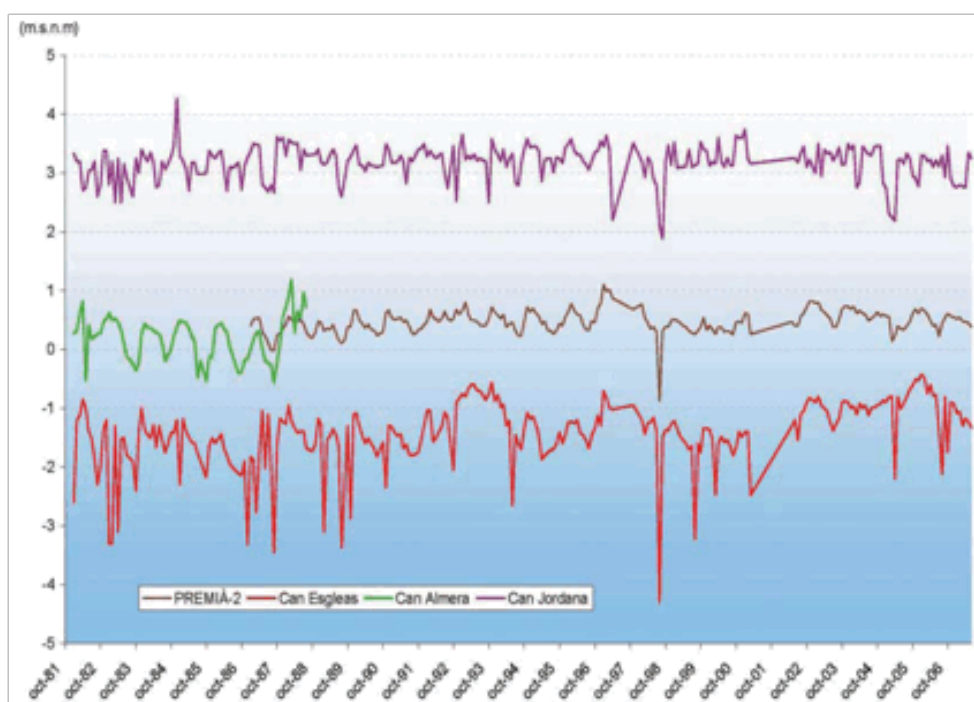


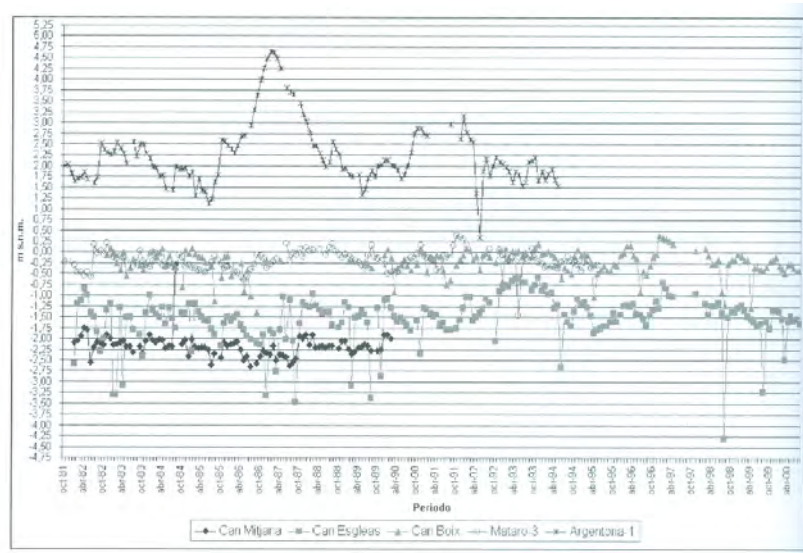
Figura 3.2.2.22 Evolución piezométrica en puntos de observación seleccionados en la costa de El Maresme Sud

En la **Riera d'Argentona**, junto a Mataró, los niveles piezométricos en la zona costera están en el entorno o algo por debajo del nivel del mar, como muestra la Figura 3.2.2.23.

Actualmente, en una pequeña parcela de su parte costera, el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña está

realizando estudios de detalle, orientados a la medida del movimiento de la zona de mezcla mediante observación de detalle y técnicas geofísicas de operación en continuo (A. Folch, comunicación personal, 2016), que incluyen un intento de valorar la recarga ocasional por el cauce mediante medidas térmicas extendidas y en continuo, utilizando fibra óptica.

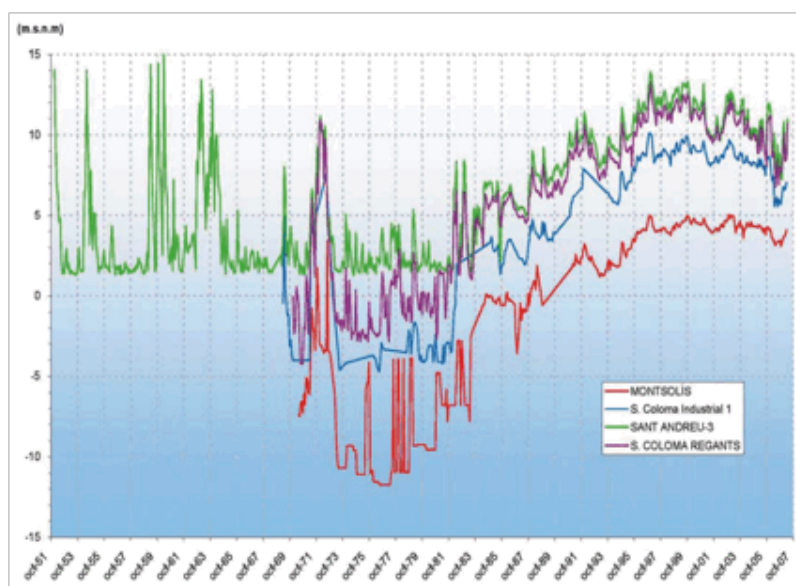
Figura 3.2.2.23 Evolución de los niveles piezométricos entre 1981 y 2000 en el área de la Riera d'Argentona, según datos de la ACA (Martínez Parra y Murillo Díaz, 2003a)



El delta del Besós y su valle bajo, junto a las áreas alejadas del Pla de Barcelona, fue el acuífero más intensamente explotado de Cataluña y posiblemente de España entre 1959 y 1970. Tiene la típica estructura bicapa, con una cuña limosa intermedia bien definida. Los muy numerosos pozos tenían con frecuencia rejilla tanto en acuífero superior como en el profundo. El resultado de la intensiva explotación y la interconexión entre acuíferos fue una gran y profunda intrusión marina. Ello llevó al abandono progresivo de las extracciones de abastecimiento e industriales, unas por salinidad y otras además por cierre o traslado de las operaciones industriales ante la presión urbana. El resultado fue una recuperación de los niveles piezométricos, hasta el punto de crear problemas de inundación en espacios subterráneos (sótanos, estacionamientos subterráneos, túneles de metro

y ferrocarril) (Custodio y Bayó, 1989). Tras el abandono, las observaciones se redujeron mucho o cesaron, incluso con destrucción de lo que en la década de 1960 se había instalado como piezómetros, aprovechando los sondeos de reconocimiento perforados por el Servicio Geológico de Obras Públicas. Así, apenas se conoce como se ha realizado la recuperación, salvo en unos pocos pozos que habían sido de abastecimiento y que la Sociedad General de Aguas de Barcelona siguió manteniendo. La gran reducción de salinidad en los pozos que están más alejados de la costa ha permitido reanudar la explotación moderada. También algunos pozos se han rehabilitado para producir agua para usos municipales. La Figura 3.2.2.24 muestra la evolución piezométrica en antiguos pozos de abastecimiento.

Figura 3.2.2.24 Evolución piezométrica en antiguos pozos de abastecimiento en el delta del Besós y valle bajo, según datos de Aguas de Barcelona (SGAB)



En el área próxima a la desembocadura de la riera de El Bogatell y la EDAR allí existente, se realizaron ensayos de recarga artificial por inyección en un pozo profundo de agua residual tratada secundariamente, filtrada y desinfectada, que aportaron conocimientos sobre el estado y comportamiento de la intrusión marina (Custodio, 1981; Custodio et al., 1981).

El Pla de Barcelona consiste en materiales cuaternarios con una extensa cubierta de limos eólicos (tríciclo), en general moderadamente permeables, salvo en los depósitos de las rieras locales. Recubren formacio-

nes pliocenas, en ocasiones miocenas, que pueden contener areniscas de cemento carbonatado que son moderadamente permeables. Se explotó localmente por empresas privadas para abastecimiento hasta finales de la década de 1960 y también para usos industriales y de refrigeración de edificios (continúa haciéndose). No ha presentado problemas graves de intrusión marina, salvo en captaciones muy próximas a la costa y en áreas cercanas al fuertemente explotado delta el Besós y cerca de la montaña costera de Montjuic, por tratarse de terrenos ganados al mar muy recientemente.

3.2.3 Acuíferos de la Vall Baixa y Delta del Llobregat: El Baix Llobregat

Introducción y contexto general

El conjunto del delta y valle bajo del río Llobregat está situado en el área metropolitana de Barcelona (Figura 3.2.3.1). Tiene una población total de unos 3 millones de habitantes, con importantes actividades industriales, de servicios y de transporte (aeropuerto, puerto, carreteras, ferrocarriles), además de agricultura intensiva allí donde la expansión de la urbanización y ocupación de territorio para servicios está contenida.

Este conjunto está constituido por formaciones costeras cuaternarias que contienen acuíferos bien conectados al río y con condiciones hidrodinámicas que han permitido desplazar las aguas marinas de la parte de sedimentos depositados en ambiente salino y salobre. Así, el sistema acuífero es una importante fuente de agua dulce para el área metropolitana, a pesar de la pequeña extensión superficial, siempre y cuando se controle la intrusión marina.

Los acuíferos de importancia dominante son los aluviales asociados al río Llobregat entre la costa y Pallejà, en lo que se denomina Baix Llobregat. Se trata a grandes rasgos de tres unidades relacionadas: 1) Valle Bajo (Vall Baixa, VB) entre Pallejà y Sant Joan Despí-Sant Boi (estrecho de Cornellà), 2) acuífero superior (superficial, AS) del Delta del Llobregat y 3) acuífero inferior (profundo, AP) del Delta del Llobregat. Los tres se unen en el estrecho de Cornellà y los dos del delta lo hacen a lo largo de las áreas próximas a los pies de las eleva-

ciones que enmarcan el conjunto. En el centro del delta está el aeropuerto, en el término municipal de El Prat de Llobregat. La extensión lateral moderna del puerto de Barcelona está en la porción costera NE. La intrusión Marina afecta directamente al AP y sólo localmente al AS, pero para el estudio hay que considerar el VB, no afectado por la intrusión marina, pero donde se produce gran parte de la recarga y de las extracciones de agua subterránea, de modo que afecta a los niveles piezométricos del AP.

En lo que sigue no se realiza una síntesis detallada de los estudios y conocimientos disponibles, que son numerosos y diversos, sino que se presentan los conocimientos generales relativos a la intrusión marina, apoyados por referencias. Tampoco la relación de referencias es exhaustiva sino que se limita a parte de las más accesibles y de interés.

El conocimiento parte del estudio llamado Besós-Llobregat (MOP, 1966). En buena parte se basa en la generosa aportación de datos de la antigua empresa Pozos Miguel Xartó, en los trabajos de reconocimiento y estudio del hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas y en los trabajos realizados por la Sección de Estudios de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, antecesora de la actual Agència Catalana de l'Aigua.

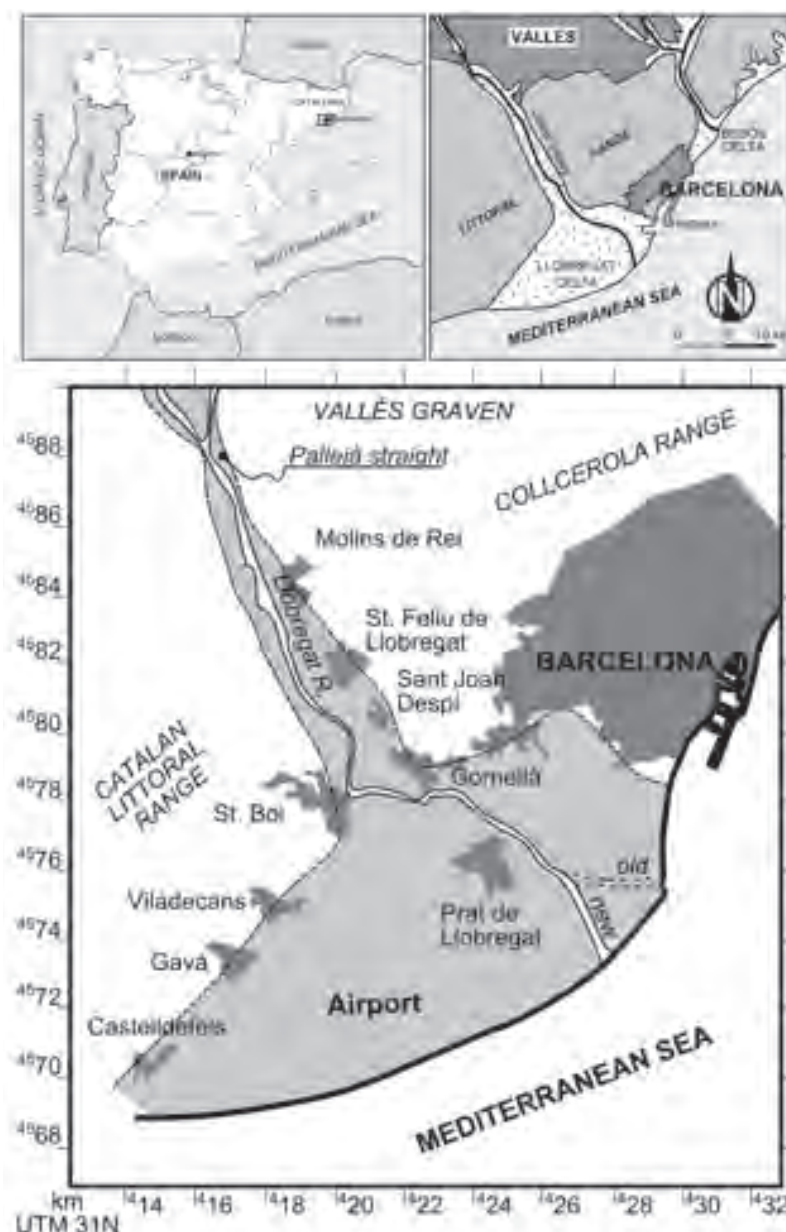


Figura 3.2.3.1 Situación general del Baix Llobregat

Se dispone de estudios geológicos e hidrogeológicos del área desde finales del siglo XIX (Solé–Sabarís y Virgili 1957; Santa María y Marín, 1910; estudios varios de los pozos artesianos). No se dispone de estudios de mayor detalle con apoyo de sondeos hasta la década de 1960 (MOP, 1966; Llamas y Molist, 1967). Los trabajos posteriores son numerosos en cuanto a la geología (Marqués, 1975, 1984; Checa, et al., 1988; Simó et al., 2005), hidrogeología (PHPO, 1985; Manzano et al., 1986, 1987), modelación numérica (REPO, 1971; Cuenca y Custodio, 1971; Iribar et al., 1997; Vázquez–Suñé et al., 2006), hidrogeoquímica e isotopía ambiental (Custodio 1967a, 1967b, 1968) y análisis del funcionamiento e intrusión marina (Peláez, 1983; Manzano, 1993; Manzano et al., 1992; Bayó et al., 1977; Cus-

todio, 1981, 1987, 2002), con un reciente trabajo de gran detalle de las secuencias sedimentarias (Gámez, 2007; Gámez et al., 2009). Este último trabajo incluye la parte submarina, apoyándose en la geofísica marina y en sondeos profundos en relación con la ampliación del puerto de Barcelona, extensión del ferrocarril metropolitano, túneles ferroviarios y obras singulares, como la gran estación depuradora de aguas residuales de Depurbaix, el desvío del tramo final del Llobregat y la nueva línea 9 de metro al aeropuerto. Así, el delta del Llobregat es una de las formaciones deltaicas costeras mejor conocidas. La extensión que aflora es pequeña, unos 50 km² de delta propiamente dicho, a lo largo de 12 km de costa.

El medio geológico

Las formaciones del delta del Llobregat son el resultado de las fluctuaciones del nivel del mar a lo largo del Cuaternario, con episodios de descenso de más de 100 m respecto a la actual posición (Sección 2.5 del Capítulo 2). La erosión fluvial en época de niveles bajos creó un espacio que después fue rellenado por aportes terrígenos. Cada fluctuación supuso un periodo de erosión (excavación) que destruyó total o parcialmente lo anteriormente construido, para ser de nuevo rellenado. El proceso dejó abundantes restos, en una zona costera moderadamente subsidente.

El aporte de sedimentos fluviales, frecuentemente arcillas, limos y arenas, incluye gravas y gravas gruesas, dada la notable pendiente de su cuenca y la importancia de los eventos torrenciales (Llasat et al., 2005; Barriendos y Martín-Vide, 1998; Codina, 1971) y la naturaleza de los materiales que propician tamaños grandes de los clastos. Los materiales más groseros se depositaron en el valle bajo y proximidades de la costa. A medida que se entra en el tramo final del río y en el mar, primero se depositaron primero sedimentos arenosos, luego limosos y finalmente arcillosos. La variación del nivel de mar supuso una variación de la línea de costa en un mar con mareas pequeñas, lo que comportó un apilamiento de materiales. Partiendo de una posición mínima del nivel del mar, sobre la superficie de erosión se depositaron materiales groseros, que a medida que la costa retrocedía se hacían cada vez más finos hasta consistir en arenas finas, limos y arcillas. Cuando el mar se estabilizó en una posición alta y el espacio costero fue rellenado, se formó una amplia llanura aluvial costera que contiene gravas y arenas del cauce divagante del río y sus diques, arenas eólicas de cuerpos dunares, depósitos finos de inundación de

crecidas del río y sedimentos de relleno de las posibles lagunas que se forman tras las barras arenosas costeras de origen eólico y litoral combinado. Existen varios deltas superpuestos, en buena parte erosionados, en posiciones diferentes.

Dominan los sedimentos más recientes, que se apilan sobre la última superficie de erosión. De abajo arriba consisten en 1) gravas y arenas depositadas con la costa alejada respecto a la posición actual, por ser bajo el nivel del mar, 2) arenas finas, limos y arcillas tras subir rápidamente el nivel del mar y retirarse la línea de costa hacia el interior y finalmente 3) depósitos de gravas, arenas fluviales y eólicas y limos del delta actual, cubiertos en el delta y valle bajo por sedimentos limoso-arcillosos de llanura de inundación en crecidas del río. La Figura 3.2.3.2 muestra la interpretación de las secuencias sedimentarias, con las diferentes superficies de erosión que corresponden a los varios mínimos del nivel del mar y la extensión más allá de la actual línea de costa. La Figura 3.2.3.3 muestra los cortes transversales y la Figura 3.2.3.4 las relaciones geológicas con los bordes del delta. Se trata de estructuras típicas de formaciones aluviales costeras desde finales del Pleistoceno, en este caso bien definidas, y por un río que aporta una fracción notable de materiales groseros y con notable pendiente del perfil del río. Así, se encuentran: a) niveles groseros profundos, más o menos continuos a lo largo de la posición del río del momento, pero no necesariamente continuos a lo largo de la costa (transversalmente), b) cuña de limos y arcillas intermedios que no llegan al valle bajo y bordes del delta y c) formaciones superiores del delta actual, variables espacialmente.

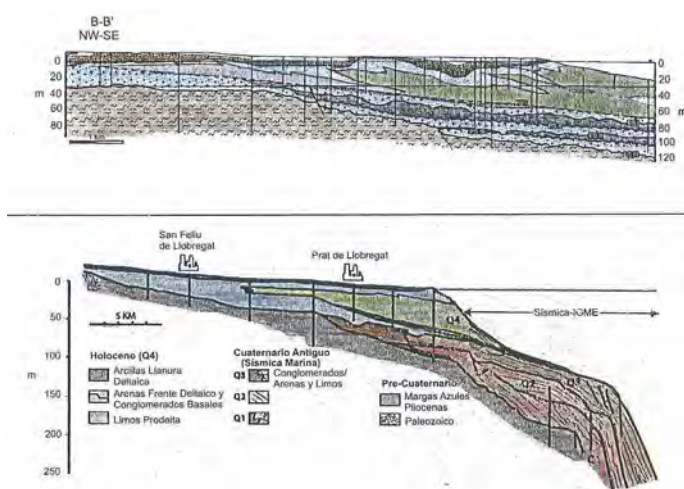


Figura 3.2.3.2 Cortes geológico-sedimentológicos del delta del Llobregat según el trazado del río, en el propio delta (figura superior) y entre Molins de Rei y la costa y la extensión submarina (figura inferior), según Gámez (2007)

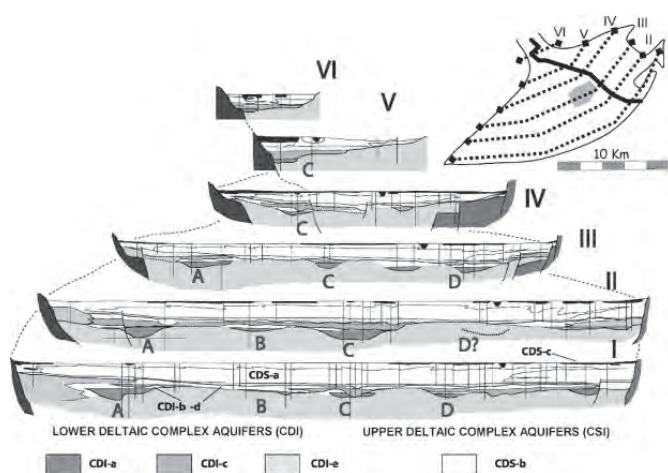


Figura 3.2.3.3 Cortes geológico-sedimentológicos del delta del Llobregat según líneas paralelas a la costa (transversales), según Gámez (2007)

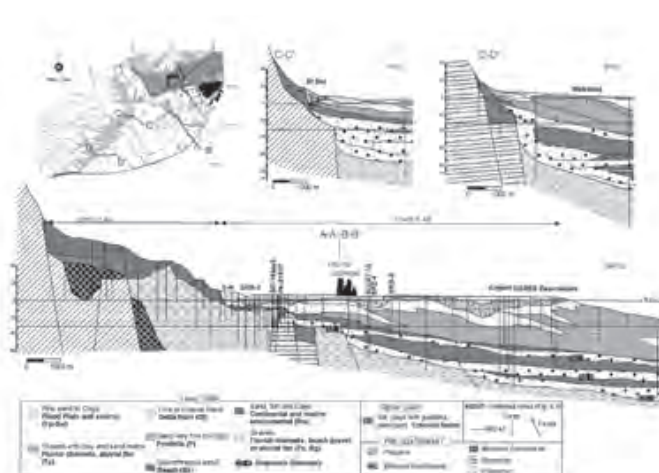


Figura 3.2.3.4 Cortes geológico-sedimentológicos de los bordes del delta del Llobregat, según Gámez (2007)

Los acuíferos

En el valle bajo y delta del Llobregat, los acuíferos son los niveles de gravas y arenas. Las arenas finas y limos se comportan como acuitardos y las arcillas son impermeables a efectos prácticos a medio y largo plazo y contienen agua que en buena parte es salina relictas.

Macroscópicamente, el valle bajo (VB) del Llobregat se comporta como un acuífero aluvial libre formado por varias terrazas fluviales. Al llegar al delta, en Cornellà, este acuífero se divide en dos, separados por una cuña de limos (CL) de espesor creciente hacia la costa, uno de poca profundidad (acuífero superior o superficial, AS) que cubre gran parte del delta y otro profundo (AP) bajo la cuña de limos y que por lo tanto queda confinado. El acuífero profundo es el más importante del delta. No es continuo sino variable lateralmente, con espesores que decrecen desde unos 40 m en el extremo final del valle bajo hasta menos de 10 m en la costa y que se adelgaza aún más mar adentro. Frente al centro del delta toma contacto con los sedimentos de fondo marino a una distancia de unos 4 km mar adentro (Figura 3.2.3.5).

Bajo el acuífero profundo hay todavía otros niveles permeables correspondientes a restos de deltas anteriores, localizados, menos permeables, poco conocidos y que parecen tener poca relevancia en el funcionamiento general de las aguas subterráneas. Es posible que contengan aguas salinas relictas.

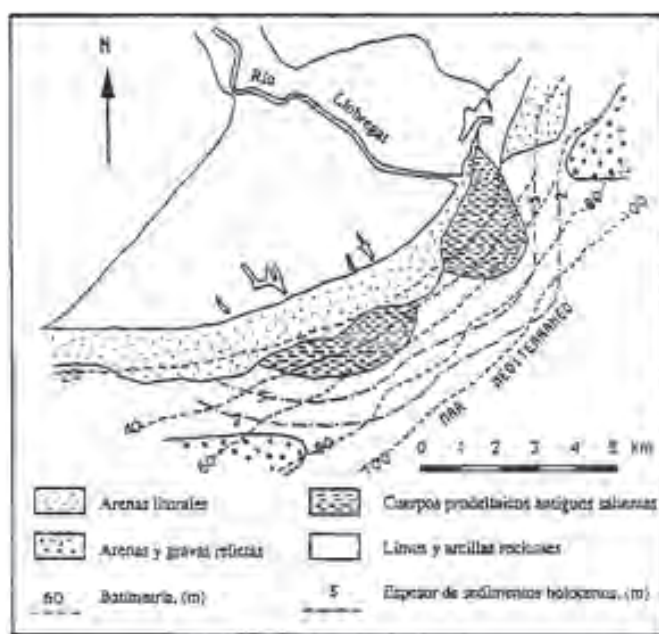


Figura 3.2.3.5 Batimetría y espesor de los sedimentos holocenos en la franja costera submarina del delta del Llobregat y naturaleza de los sedimentos, modificado parcialmente de Serra Raventós y Verdaguer Andreu (1983), según Bayó y Custodio (1989)

Explotación de las aguas subterráneas

Las formaciones del delta del Llobregat son el resultado de las fluctuaciones del nivel del mar a lo largo del Cuaternario, con episodios de descenso de más de 100 m respecto a la actual posición (Sección 2.5 del Capítulo 2). La erosión fluvial en época de niveles bajos creó un espacio que después fue rellenado por aportes terrígenos. Cada fluctuación supuso un periodo de erosión (excavación) que destruyó total o parcialmente lo anteriormente construido, para ser de nuevo rellenado. El proceso dejó abundantes restos, en una zona costera moderadamente subsidente.

El aporte de sedimentos fluviales, frecuentemente arcillas, limos y arenas, incluye gravas y gravas gruesas, dada la notable pendiente de su cuenca y la importancia de los eventos torrenciales (Llasat et al., 2005; Barriendos y Martín-Vide, 1998; Codina, 1971) y la naturaleza de los materiales que propician tamaños grandes de los clastos. Los materiales más groseros se depositaron en el valle bajo y proximidades de la costa. A medida que se entra en el tramo final del río y en el mar, primero se depositaron primero sedimentos arenosos, luego limosos y finalmente arcillosos. La variación del nivel de mar supuso una variación de la línea de costa en un mar con mareas pequeñas, lo que comportó un apilamiento de materiales. Partiendo de una posición mínima del nivel del mar, sobre la superficie de erosión se depositaron materiales groseros, que a medida que la costa retrocedía se hacían cada vez más finos hasta consistir en arenas finas, limos y arcillas. Cuando el mar se estabilizó en una posición alta y el espacio costero fue rellenado, se formó una amplia llanura aluvial costera que contiene gravas y arenas del cauce divagante del río y sus diques, arenas eólicas de cuerpos dunares, depósitos finos de inundación de

crecidas del río y sedimentos de relleno de las posibles lagunas que se forman tras las barras arenosas costeras de origen eólico y litoral combinado. Existen varios deltas superpuestos, en buena parte erosionados, en posiciones diferentes.

Dominan los sedimentos más recientes, que se apilan sobre la última superficie de erosión. De abajo arriba consisten en 1) gravas y arenas depositadas con la costa alejada respecto a la posición actual, por ser bajo el nivel del mar, 2) arenas finas, limos y arcillas tras subir rápidamente el nivel del mar y retirarse la línea de costa hacia el interior y finalmente 3) depósitos de gravas, arenas fluviales y eólicas y limos del delta actual, cubiertos en el delta y valle bajo por sedimentos limoso-arcillosos de llanura de inundación en crecidas del río. La Figura 3.2.3.2 muestra la interpretación de las secuencias sedimentarias, con las diferentes superficies de erosión que corresponden a los varios mínimos del nivel del mar y la extensión más allá de la actual línea de costa. La Figura 3.2.3.3 muestra los cortes transversales y la Figura 3.2.3.4 las relaciones geológicas con los bordes del delta. Se trata de estructuras típicas de formaciones aluviales costeras desde finales del Pleistoceno, en este caso bien definidas, y por un río que aporta una fracción notable de materiales groseros y con notable pendiente del perfil del río. Así, se encuentran: a) niveles groseros profundos, más o menos continuos a lo largo de la posición del río del momento, pero no necesariamente continuos a lo largo de la costa (transversalmente), b) cuña de limos y arcillas intermedios que no llegan al valle bajo y bordes del delta y c) formaciones superiores del delta actual, variables espacialmente.

Funcionamiento del sistema acuífero del Baix Llobregat

El sistema acuífero del Baix Llobregat es el conjunto de acuíferos y acuitardos del valle bajo y delta del Llobregat. Antes del inicio del siglo XX estaba en estado casi natural. En esta situación el río era ganador (recibía aportes de agua subterránea) a lo largo del valle bajo. La recarga era por la lluvia en las terrazas altas y pequeños acuíferos laterales del valle bajo, además de las escorrentías de los pequeños tributarios en ese tramo y de la infiltración de los excedentes de riego con agua de canales que toman agua del río. La descarga se hacía principalmente al llegar al delta, con áreas de manantiales difusos y encharcamientos. La

recarga del acuífero superior del delta se producía de manera similar, dando origen a humedales y lagunas en el área costera.

La situación en el acuífero profundo es diferente de la de otros deltas, como el delta de l'Ebre. En el delta l'Ebre, la cota del río al inicio del delta, donde comienza el acuífero profundo, es de ~0,5 m, mientras que la cota del río al inicio del delta del Llobregat es de ~11 m, que excede a lo que hace falta para contrarrestar la presión del agua marina más densa donde el acuífero aflora en el fondo marino (Custodio 1987: 2002).

Eso ha permitido mantener desde el inicio del Holoceno, durante varios miles de años, un flujo de agua subterránea desde el valle bajo hacia el afloramiento submarino, que en buena parte había ya desplazado el agua marina inicial contenida en el acuífero profundo y producido su lavado, incluyendo el intercambio iónico para desplazar los iones adsorbidos, principalmente los alcalinos. Eso explica que el agua de éste acuífero fuera dulce en buena parte del delta, a diferencia de otros deltas, como el del Ebro, que contienen agua marina de muy lenta renovación. Interpolando entre esa cota de ~ 11 m en Cornellà y los aproximadamente 2,5 m necesarios para la descarga al mar en el afloramiento submarino, según el principio de BGH (véase la Sección 2.2 del Capítulo 2), resultan niveles piezométricos notablemente por encima de la altitud del terreno del delta. Esto explica que los primeros pozos profundos construidos fuesen surgentes.

Con la explotación intensiva de los acuíferos, el comportamiento cambió drásticamente. La situación en las décadas de 1970 y 1980, las de mayor extracción, era de notables descensos del nivel del agua subterránea a causa de los bombeos. Las extracciones en el valle bajo y la transferencia subterránea de agua al acuífero profundo del delta hicieron que el nivel freático del acuífe-

ro del valle bajo quedase por debajo del nivel del río. El río quedó colgado por encima del nivel freático, hasta 15 m, y la infiltración de agua del río pasó a realizarse a través del medio no saturado (ver el esquema de la Figura 3.2.3.6). La recarga principal es por infiltración de agua del río, variable a lo largo del año, y por infiltración de excedentes de riego en los campos de cultivo donde se aplican altas dotaciones de riego. La anterior gran importancia de los excedentes de riego ha disminuido actualmente ya que han decrecido, tanto las dotaciones de riego como la superficie regada, por mayor ocupación del territorio por la población, vías de comunicación y diversas instalaciones y cambios en las prácticas agrícolas. Esto hace que los aportes laterales a las formaciones aluviales hayan aumentado su importancia relativa. Las fluctuaciones de nivel a lo largo del año y de un año a otro son importantes, de varios metros, lo que supone una variación del agua almacenada en el acuífero, estimable en unos 10 hm³ por m de cambio de nivel, esencialmente en el valle bajo, aunque también en las franjas laterales del delta, donde los dos acuíferos se unen. Así, el conjunto actúa a modo de embalse con capacidad reguladora de hasta 150 hm³ (Vilaró, 1967; Custodio y Llamas, 1976; Custodio, 1983) y tiempo total de renovación, incluyendo a la zona no saturada, de 2 a 4 años.

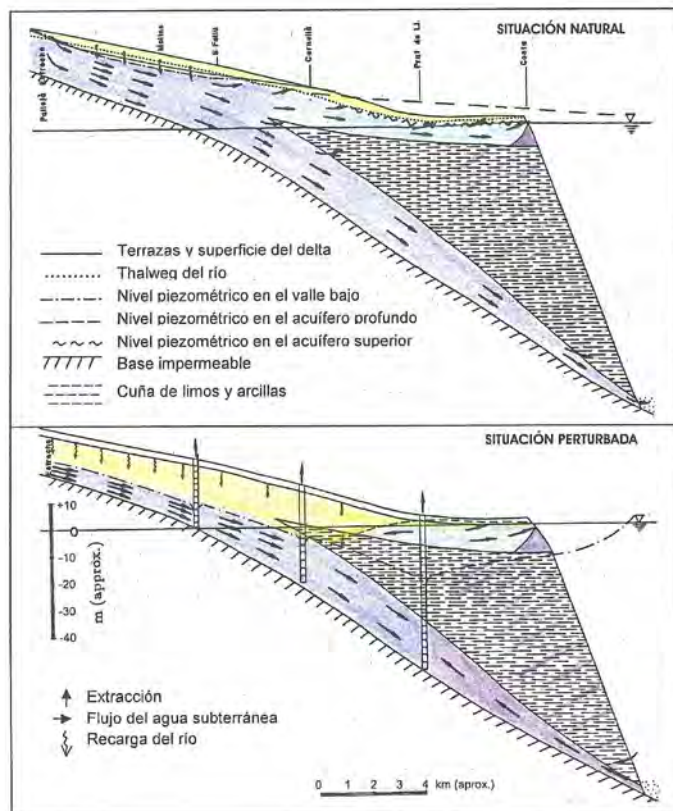


Figura 3.2.3.6 Esquema bicapa del delta del Llobregat y conexión con el valle bajo, con indicación del estado natural y del estado perturbado por extracciones intensivas de aguas subterráneas (Custodio, 1992; 2008; 2012)

En el acuífero superior del delta los niveles están por encima del nivel del mar y sólo en los bordes se tienen valores piezométricos negativos por transferencia de agua al acuífero de la Vall Baixa y profundo del delta,

pues allí el acuitardo intermedio o no existe o lo permite al ser más permeable verticalmente y menos potente (Figura 3.4.2.7).



Figura 3.2.3.7 Mapa piezométrico (freático) del acuífero superior del delta en junio de 1985

La Figura 3.2.3.8 muestra de forma simplificada la evolución de las superficies piezométricas en bombeo del acuífero profundo del delta y valle bajo del Llobregat, con descensos generalizados por debajo del nivel del mar en la parte final del valle bajo y la mayoría del acuífero profundo del delta. En parte se mantienen actualmente,

a pesar de la reducción de extracciones, pero de forma mucho menos acusada. En las Figuras 3.2.3.9 y 3.2.3.10 se muestra la evolución piezométrica en puntos seleccionados del acuífero superior y del acuífero profundo del Delta del Llobregat.

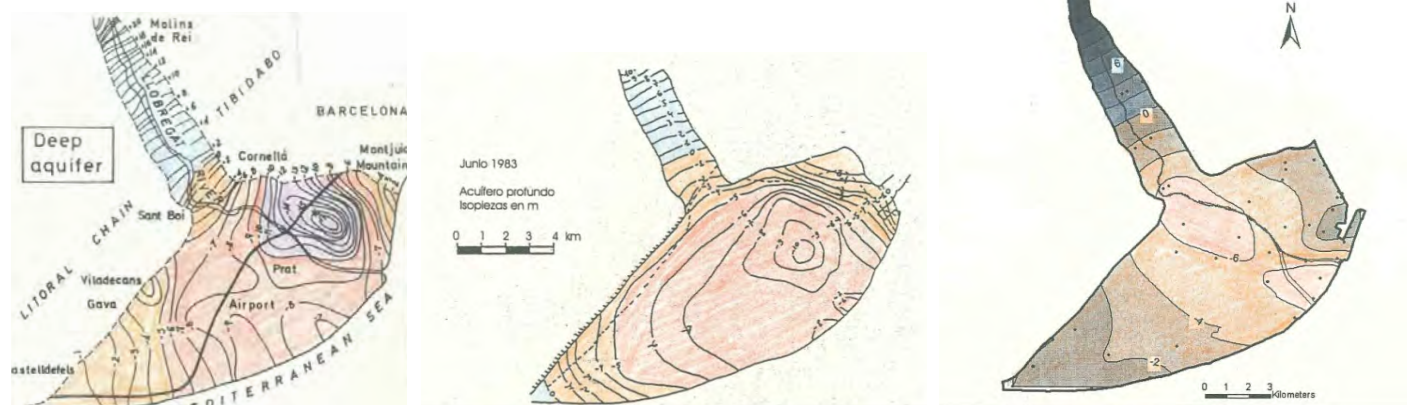


Figura 3.2.3.8 Superficies piezométricas en bombeo del acuífero profundo del delta y valle bajo del Llobregat, con descensos generalizados por debajo del nivel del mar en la parte final del valle bajo y la mayoría del acuífero profundo del delta, que en parte se mantienen actualmente a pesar de la reducción de extracciones, pero de forma mucho menos acusada. La figura superior izquierda corresponde a 1970, la superior derecha a junio de 1985 y la inferior a 2006.

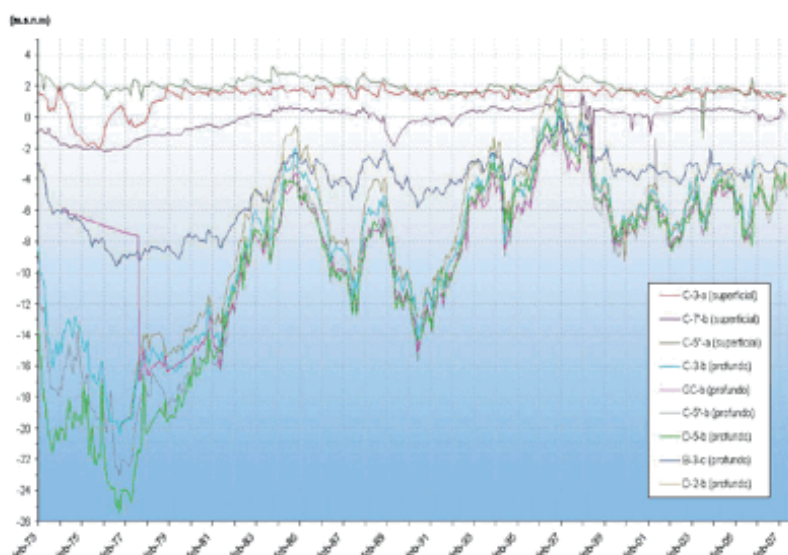


Figura 3.2.3.9 Evolución piezométrica en puntos seleccionados del acuífero superior y del acuífero profundo del Delta del Llobregat para el periodo 1973-2007, según la ACA.

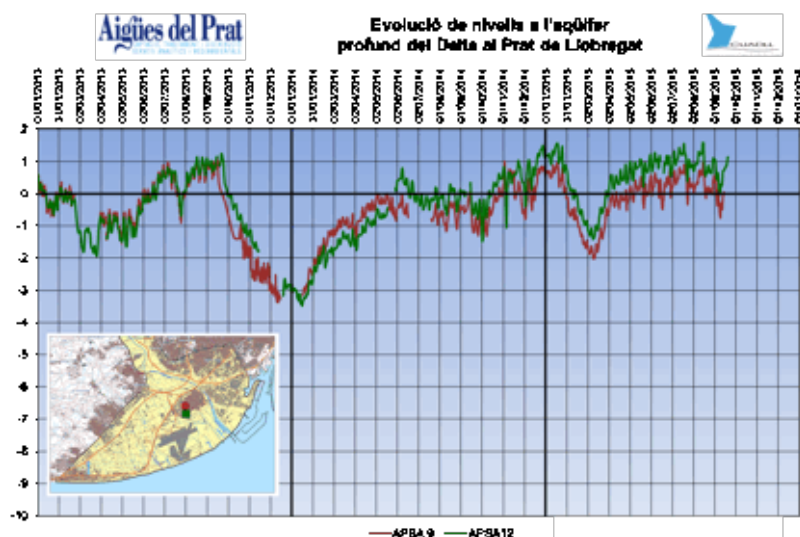


Figura 3.2.3.10 Evolución piezométrica reciente (2013-2016) del acuífero superior y del acuífero profundo del Delta del Llobregat en El Prat de Llobregat (según {EQ y JM} y Aigües del Prat), en la que los grandes descensos históricos han dado paso a una situación en que en invierno los niveles piezométricos del acuífero profundo alcanzan +1.5 m, pero aún no suficientemente altos para revertir la intrusión marina dado que el contacto con el fondo marino se hace a -120 m

La situación en el acuífero superior del delta ha cambiado poco al no existir extracciones significativas de agua subterránea para riego y abastecimiento, aunque ha sido alterado localmente a causa de los drenajes en relación con las infraestructuras enterradas y las pistas de aeropuerto. Los túneles ferroviarios son en parte barreras al flujo, con niveles freáticos que pueden ser diferentes a un lado y otro, aunque se han incorporado dispositivos de corrección. Las abundantes lagunas y áreas encharcadizas costeras, de importancia ecológica, han mermado por diferentes causas, entre ellas las de menor aporte de agua subterránea. Esto hace variar sus características químicas y de salinidad y requiere medidas adecuadas de protección.

El extenso cono de descensos piezométricos (no de vaciado del acuífero por mantenerse cautivo) fuerza la

recarga de aguas desde el acuífero superior a lo largo de los bordes del delta y el correspondiente descenso de los niveles freáticos en el acuífero superior en esos lugares y sobre todo a la entrada de agua del acuífero del valle bajo hacia el centro del delta y también a la entrada de agua marina desde el afloramiento submarino hacia el centro del delta. Esto conlleva la salinización de numerosos pozos (Figura 3.2.3.11). Esto se inició ya en la década de 1950 y alcanzó su mayor intensidad en las décadas de 1970 y 1980. La Figura 3.2.3.12 muestra las evoluciones espaciales. El área afectada es aproximadamente 1/3 del delta. El que parte de estos pozos afectados por alta salinidad se mantuvieran en funcionamiento (usos de refrigeración, alimentación de plantas desaladoras) evitó que las aguas salinas se extendan más. Los pozos de abastecimiento a El Prat de Llobregat han sido

gravemente afectados. Mientras que en la década de 2000 unos pozos mantenían salinidades de 0,5 g/L Cl, otros alcanzaban 0,9 g/L Cl y algunos del orden de 1,5 g/L Cl en invierno y hasta 3 g/L Cl en verano (Sanz et al., 2007). Ha sido necesario instalar una planta de desalobración por ósmosis inversa de 4 hm³/año de capacidad. Sin embargo, los pozos de abastecimiento a Barcelona, hoy de producción de agua en épocas secas, dada su situación más al interior, donde domina el flujo de agua subterránea desde el valle bajo, no han

sido afectados por salinización marina. La excepción se produjo en uno de los pozos más próximos al delta en un periodo estival prolongado en la década de 2000, lo que llevó a la adopción de medidas más severas de reducción de las extracciones por la ACA y de acuerdo con la Comunidad de Usuarios de Agua del Baix Llobregat (CUADLL).

La situación actual de la salinidad del acuífero profundo del delta se muestra en la Figura 3.2.3.13.

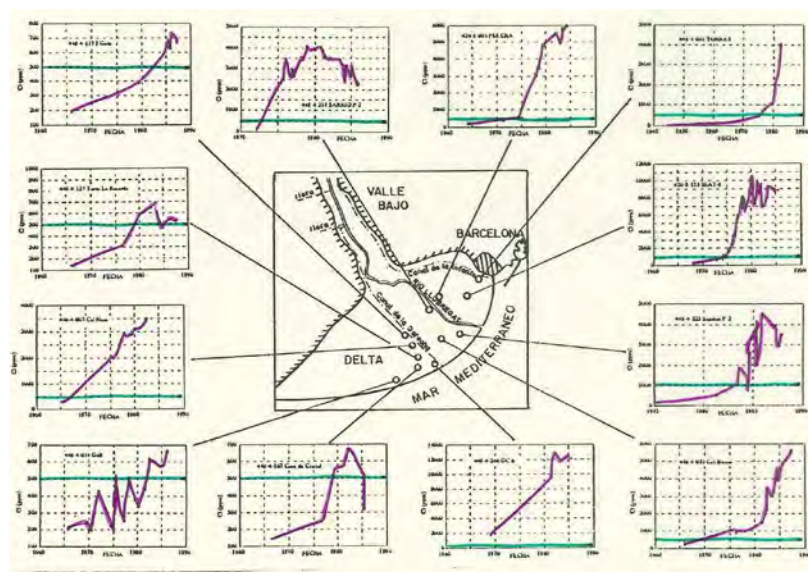


Figura 3.2.3.11 Evolución de la salinización de origen marino en varios pozos del acuífero profundo del delta del Llobregat entre 1965 y 1987

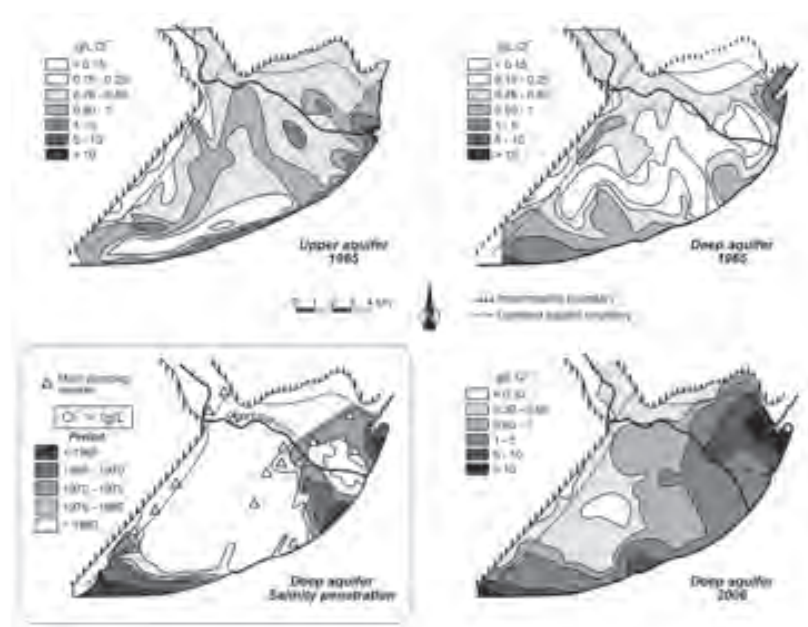


Figura 3.2.3.12 Evoluciones de la salinidad del agua subterránea del delta del Llobregat. Figura superior izquierda: salinidad en cloruros del acuífero superior en 1966, afectado en su parte central por aguas cloruradas del río distribuida por canales de riego; los valores mayores costeros son debidos a intrusión marina en situación próxima a la natural, forzada por los drenajes locales y residuales en los terrenos de muy escasa altitud del lado SW, con franjas de evapoconcentración donde las dotaciones de agua de riego están limitadas. Figura superior derecha: salinidad en cloruros del acuífero profundo en 1966, afectado por intrusión marina forzada en la parte central y residual en el lado SW. Figura inferior izquierda: avance de los cloruros de intrusión marina entre 1965 y 1985. Figura inferior derecha: contenido en cloruros en 2006 (Iribar y Custodio, 1967b; 1992; Custodio et al., 1986b; Custodio, 2012)

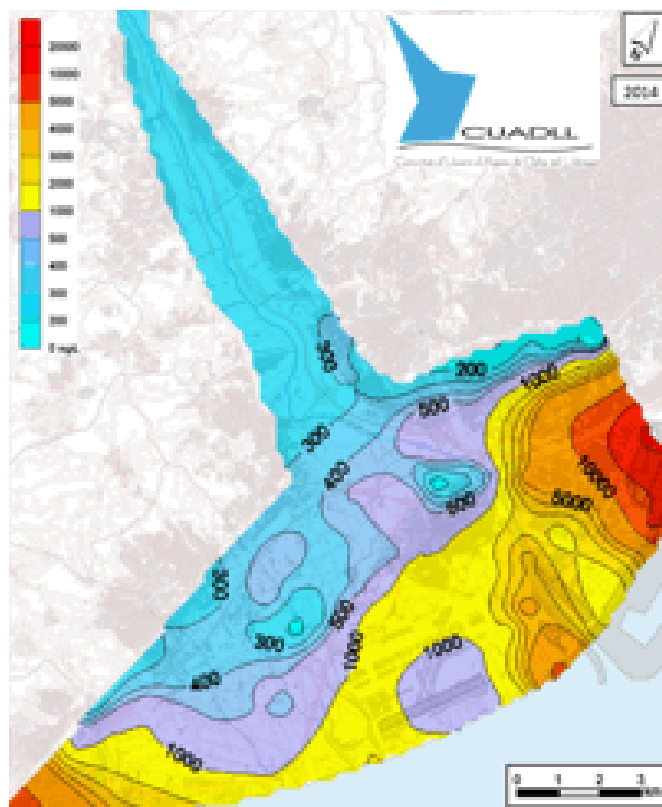


Figura 3.2.3.13 Situación actual de la salinidad del acuífero profundo del delta según la CUADLL {EQC y JM}

Tras el análisis de escenarios por modelación numérica, se considera que la extracción sostenible en las condiciones actuales y con la recarga del río es de 40 hm³/año. Esta cifra coincide con lo que dice la CUADLL, que para que con unas extracciones promedio de los últimos años de 50 hm³/año se produzca mejora de los niveles del acuífero el 70% del tiempo se necesitaría una capacidad de recarga instalada de 10 hm³/año.

El acuífero profundo del delta del Llobregat no es una formación continua y uniforme, según los datos geológicos (Gámez, 2007) y las Figuras 3.2.3.3 y 3.2.3.4 y como muestra la Figura 3.2.2.14. Además de los depósitos aluviales en el entorno del valle principal, cuyo delta se encontraría mar adentro respecto a la costa actual, están los depósitos aluviales y torrenciales de los arroyos y barrancos laterales. Entre ellos puede no haber depósitos aluviales, aunque se pueden encontrar restos arenosos de barras litorales y dunas. Un mapa de espesores puede encontrarse en Vázquez-Suñé et al. (2006).

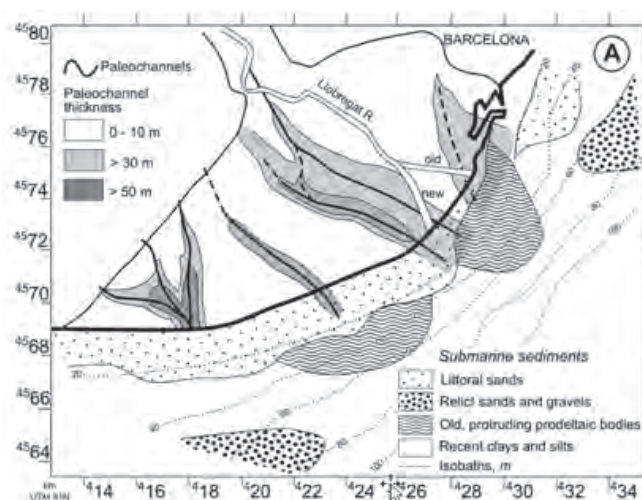


Figura 3.2.3.14 Heterogeneidad del acuífero profundo del delta del Llobregat, modificado parcialmente de Serra Raventós y Verdaguer Andreu (1983), extendido y tomado de Simó et al. (2005) y según se deduce de la Figura 3.2.3.4. Además de los depósitos aluviales en el entorno del valle principal, cuyo delta se encontraría mar adentro respecto a la costa actual, están los depósitos aluviales y torrenciales de los arroyos y barrancos de las áreas laterales. Entre ellos puede que no haya depósitos aluviales, aunque puede haber restos arenosos de barras litorales y dunas.

El agua del río es una parte dominante de la recarga a los acuíferos. Su movimiento por el acuífero profundo del delta es fácil de identificar pues está marcada químicamente por los vertidos salinos que se producen en la cuenca media del río Llobregat, en la zona de explotaciones salinas para beneficiar potasa (cloruro potásico) desde la década de 1920. La recarga fluvial anterior, si se producía, no tenía esa marca, ni la tiene la recarga local. Eso ha permitido estudiar el proceso de recarga inducida y por retornos de riego, como muestra la Figura 3.2.3.15. Algo similar se obtiene

observando la distribución del contenido isotópico, ya que las aguas fluviales son más ligeras que las locales por la menor temperatura y mayor influencia atlántica de las áreas que contribuyen de forma dominante a esas aguas (Figura 3.2.3.16). Además, las aguas más salinas próximas a la costa concuerdan con una mezcla agua dulce-agua marina.

La infiltración de agua fluvial en la parte del acuífero superior del delta, que está abastecida por canales de riego, ha tenido similar resultado.

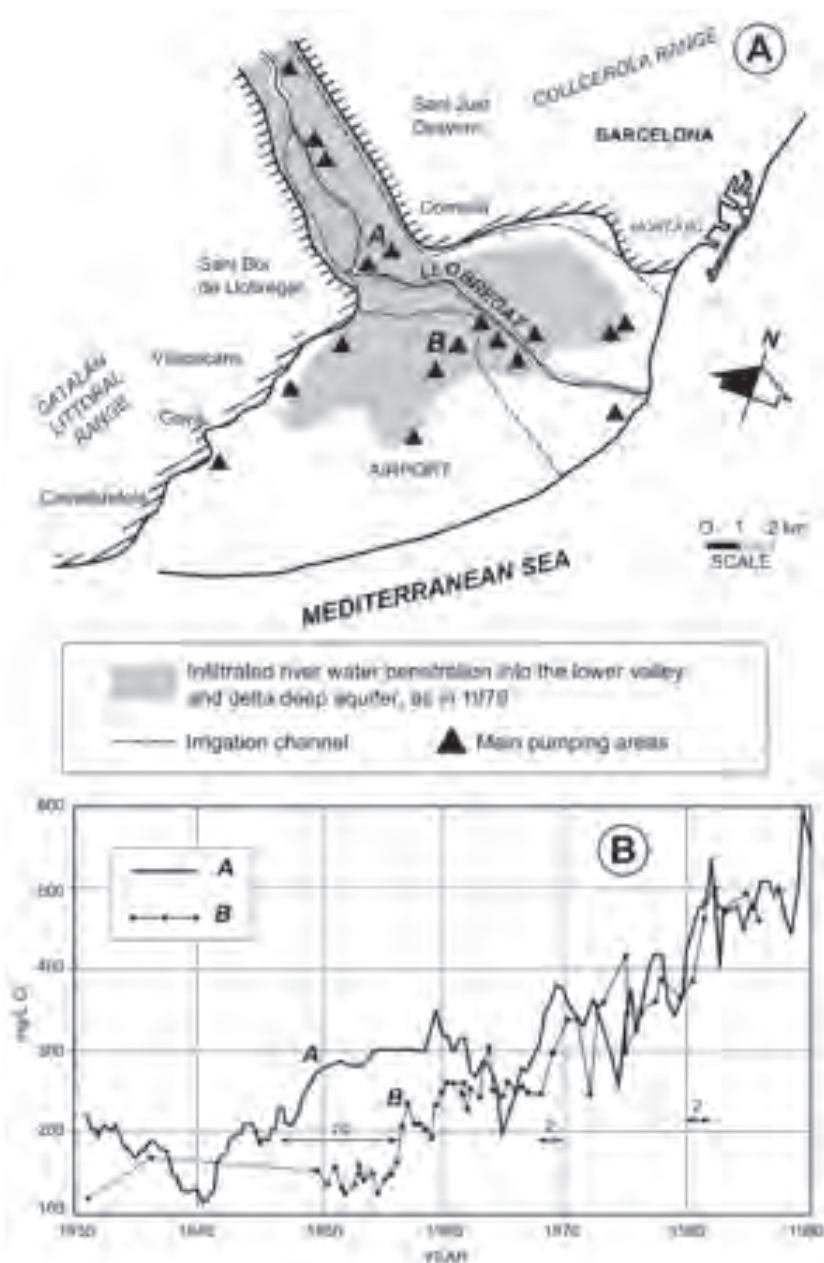


Figura 3.2.3.15 Efecto de la evolución de la salinidad del agua del río Llobregat (A) que se infiltra directa e indirectamente a lo largo del valle bajo y su comparación con la del acuífero en Sant Joan Despí-Cornellà (B) y como había avanzado por el acuífero profundo del delta en 1966 hasta los centros de pozos de extracción principales, macados con triángulos en la figura superior (Custodio, 1981b 1987; 1992)

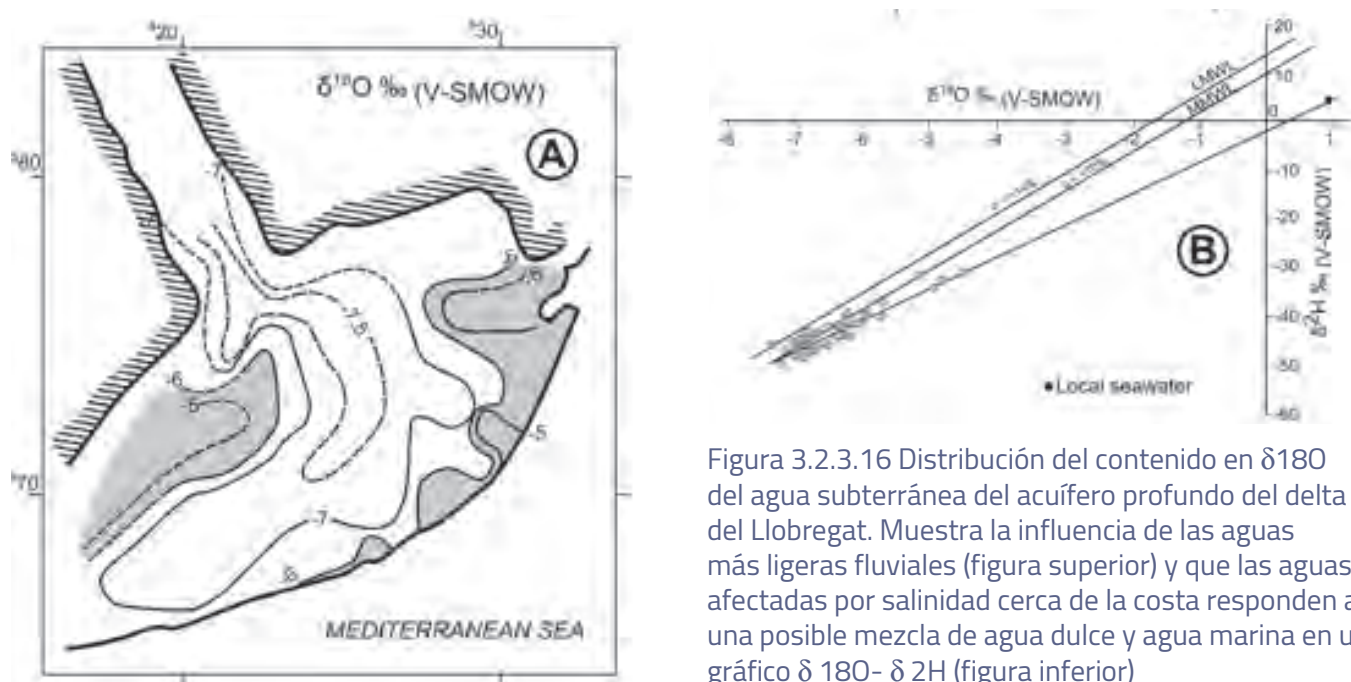


Figura 3.2.3.16 Distribución del contenido en $\delta^{18}\text{O}$ del agua subterránea del acuífero profundo del delta del Llobregat. Muestra la influencia de las aguas más ligeras fluviales (figura superior) y que las aguas afectadas por salinidad cerca de la costa responden a una posible mezcla de agua dulce y agua marina en un gráfico $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ (figura inferior)

La cuña de arenas finas, limos y arcillas, con alto contenido en materia orgánica, separa el acuífero superficial del delta y confina al acuífero profundo. Tiene espesores de hasta 40 m. Es arcillosa cerca de la costa. Ello ha impedido que el agua marina congénita haya sido totalmente desplazada por el agua dulce profunda, impulsada por el gradiente hidráulico vertical que ha dominado desde el inicio del Holoceno hasta mediados del siglo XX. Queda un cuerpo de agua salada y salobre residual, como muestra la Figura 3.2.3.17, obtenida analizando la salinidad del agua de los poros de testigos inalterados

en varios sondeos. Al comparar el contenido en Cl con el de Na en agua obtenida por compresión de las muestras de terreno inalterado, para evitar las modificaciones que produce la extracción por dilución (Figura 3.2.3.18), se observa un pequeño déficit de Na respecto al Cl, lo que es esperable de la dilución de agua marina. Indica un proceso de dilución. Está de acuerdo con un desplazamiento vertical cromatográfico ascendente (Manzano y Custodio, 1987; Manzano et al., 1990; 1992; 1995; 1998; Xu et al., 1999; Dai y Samper, 2006).

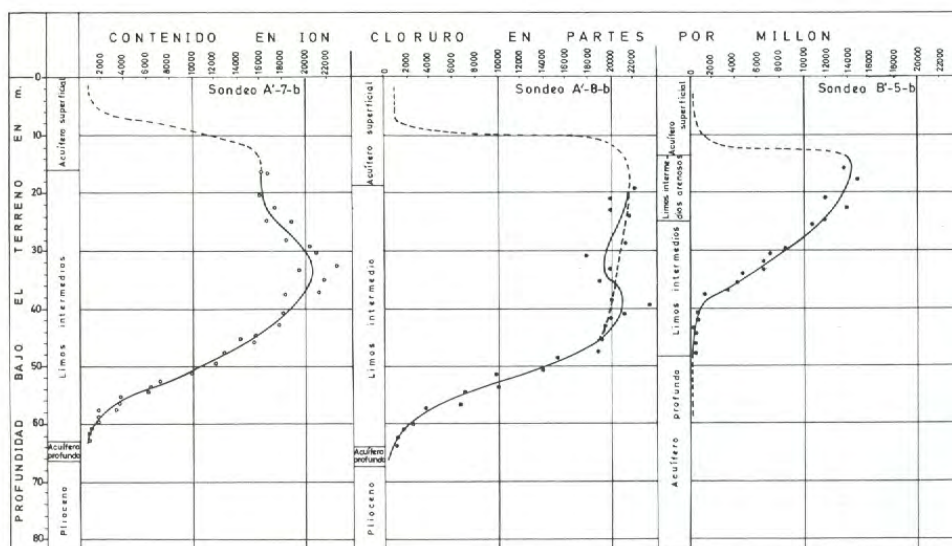


Figura 3.3.17 Perfiles de contenido en Cl del agua intersticial de testigos inalterados de sondeo del acuitardo intermedio del delta del Llobregar en 5 lugares a distancia creciente de la costa, de izquierda a derecha (Manzano y Custodio, 1987; 1998)

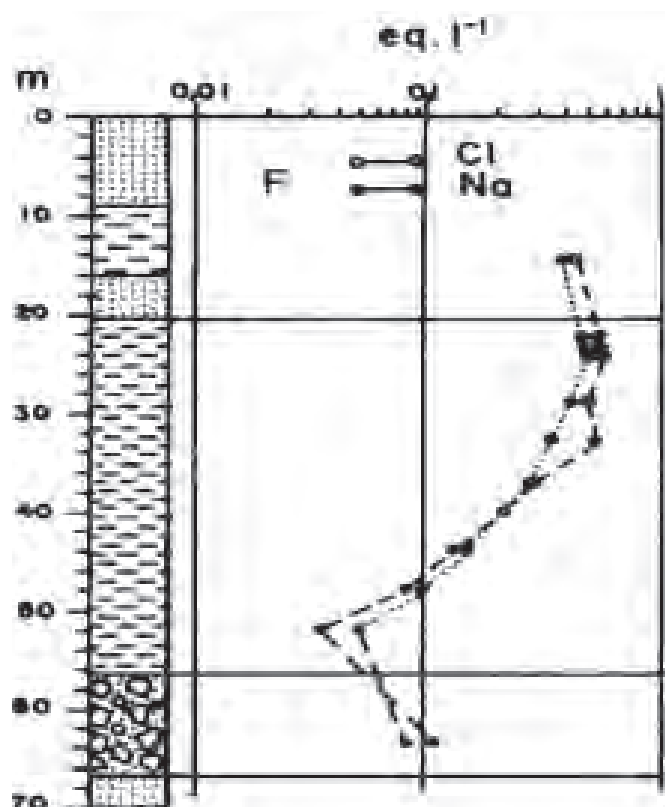


Figura 3.2.3.18 Perfil de contenido en Cl y Na en el agua intersticial de testigos inalterados del acuitado intermedio del delta del Llobregat, obtenidos por compresión de las muestras para no alterar la composición. Se observa un pequeño déficit de Na respecto al Cl esperable de la dilución de agua marina, lo que indica un proceso de dilución, que está de acuerdo con un desplazamiento vertical cromatográfico ascendente (Manzano y Custodio, 1987; 1998)

Se han realizado diversos estudios hidrogeoquímicos con detalle sucesivo (Custodio, 1967a; 1967b; 1968; 1981), en parte orientados al estudio de la intrusión marina, utilizando los iones disueltos y el contenido isotópico del agua (^{18}O , ^2H , ^3H) y de las sustancias disueltas (^{13}C , ^{14}C). Se ha hecho para determinar el flujo del agua subterránea, identificar la recarga y evaluar el tiempo de tránsito y renovación, así como los fenómenos reductores que afectan al sulfato en la parte del acuífero profundo cercana a la costa (^{18}O y ^{34}S del SO_4) y específicos sobre la salinidad e intrusión marina (Cl/Br, Sr, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, B, $^{10}\text{B}/^{11}\text{B}$) (Custodio et al., 2010; Custodio y Espinosa Martínez, 2013).

El sistema acuífero ha sido objeto de diversos trabajos de modelación. Los primeros corresponden a principios de la década de 1970, con un modelo analógico R-S (de capacidades y resistencias eléctricas) (Anguita, 1971)

y un modelo numérico tipo Tyson-Weber de polígonos, ambos realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas con la colaboración de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (REPO, 1971b), luego retomado como parte del intento de primera planificación hidrológica del Pirineo Oriental (PHPO, 1985). Actualmente se dispone de un buen modelo de flujo y transferencia de masa (Vázquez-Suñé et al., 2006), utilizado por la Agencia Catalana del Agua y la CUADLL, además de para avanzar en estudios y ensayar actuaciones. El modelo no considera salinidad variable ya que, dado el reducido espesor del acuífero profundo y la velocidad de flujo, la flotación no afecta de forma importante a la advección en cuanto al transporte general de la salinidad en el delta. El agua marina que penetra desde el afloramiento submarino tarda de 5 a 8 años en llegar a la costa actual.

Importancia del sistema acuífero del Baix Llobregat

El sistema acuífero del Baix Llobregat es una pieza clave para el abastecimiento urbano y para su seguridad ante sequías, emergencias y serios eventos de contaminación del río, junto al resto de elementos hidráulicos y de corrección de la calidad del agua que hoy proveen agua al Área Metropolitana de Barcelona.

Su abandono por intrusión marina, mala calidad o cualquier otra razón obligaría a disponer de un elemento regulador –embalse o conjunto de grandes depósitos– y una ampliación de conducciones, cuyo coste en un área tan ocupada por población puede alcanzar varios decenas de millones de euros. De ahí la importancia de

que el sistema acuífero del Baix Llobregat siga funcionando, con las medidas de protección necesarias y la implicación de todos los usuarios y la población general del área. Estas medidas tienen un coste elevado. El fallo comportaría costear la sustitución (si es posible), con costes de mantenimiento al menos similares. Pero eso necesita la implicación de todos los estamentos administrativos y humanos.

La recuperación de niveles del agua subterránea por abandono de pozos, en buena parte a causa de la intrusión marina, ha llevado a serios problemas de inundación de obras subterráneas, cimientos de edificios y necesidad de mayores drenajes en el aeropuerto y otras áreas.

La importancia del sistema acuífero ha estado muy clara en la mente de los ingenieros responsables del abastecimiento a Barcelona. Así, en la década de 1940 se inició una estimulación de la recarga en la parte alta del valle bajo mediante un cuidadoso escarificado del lecho del río. A finales de la década de 1960 se pusie-

ron en operación pozos de recarga en la parte baja del valle bajo, con pozos duales o especialmente dedicados para inyectar excedentes del agua del río potabilizada en la planta de Sant Joan Despí (Custodio et al., 1977; 1979; Custodio, 1982) y actualmente la recarga mediante balsas (Hernández et al., 2014). Estas medidas han sido diseñadas para mantener las reservas de agua dulce en el acuífero, para ser utilizadas en momentos específicos y para el control de la intrusión marina. Tienen el efecto indirecto de disminuir la intrusión marina al permitir mantener niveles piezométricos que en promedio son más altos.

A la contención de la intrusión marina en la costa se han dedicado esfuerzos de estudio. Se operó una instalación experimental de inyección de agua dulce y bombeo de agua salina. Actualmente se dispone de una barrera de pozos de inyección a lo largo de la costa alimentados con agua residual regenerada, con tratamiento terciario avanzado en la planta depuradora del Baix Llobregat. La operación y resultados de la barrera se comentan en la Sección 7.7 del Capítulo 7.

Gestión del sistema acuífero del Baix Llobregat

El desarrollo de la explotación del agua subterránea en el Baix Llobregat ha sido el resultado de múltiples iniciativas privadas, con escasa intervención administrativa de la autoridad del agua. En buena parte es debido a que las primeras iniciativas anteceden a la actual Ley de Aguas de 1985, cuando el agua subterránea era del dominio privado. En el caso del Baix Llobregat, al dominar las extracciones de abastecimiento e industriales, la dispersión de iniciativas ha sido menor que en los lugares predominantemente agrícolas, ya que la mayor parte de la explotación se realiza por un número relativamente pequeño de grandes usuarios. Estos captadores de agua subterránea están en general relacionados y disponen de un notable nivel técnico. Tras una jornada técnica en 1972 en la que se presentaron y discutieron los resultados obtenidos en los detallados estudios llevados a cabo por la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y el hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas, los técnicos de las empresas vieron la necesidad de gestión, de autolimitación y de protección, contando con la experiencia y apoyo de la Sociedad General de Aguas de Barcelona, el principal usuario. Así se propuso la formación de una Comunidad de Usuarios de Agua Subterránea (CUAS). Se creó en 1975, amparándose en disposiciones para la protección del dominio público hidráulico de la antigua Ley de Aguas de 1886. La experiencia ha sido muy

positiva. Esta actuación, en cierta manera influyó en la Ley de Aguas de 1985, que incluyó la figura de esas comunidades de usuarios de aguas subterráneas como entidades de derecho público.

La Comunitat d'Usuaris d'Aigua del Baix Llobregat (CUADLL) abarca hoy todo el Baix Llobregat e integra a los agricultores a través de representantes. La gestión por los usuarios ha dado excelentes resultados, eliminándose la perforación de pozos ilegales, el vertido de residuos y basuras sobre el acuífero y la extracción de gravas y arenas. Se ha conseguido un inventario actualizado de derechos. Se dispone de un equipo técnico con varios especialistas y un presupuesto adecuado para llevar a cabo su labor (Codina, 2004; Galofré, 1991). Entre las tareas abordadas está el control y mitigación de la intrusión marina.

Los modelos numéricos del funcionamiento del acuífero han sido una herramienta muy útil para la toma de decisiones de común acuerdo, ya que son utilizados por la administración y por los usuarios. Se dispone de dos modelos; uno con el código Transin realizado por UPC y actualizado por CUADLL, y otro en Visual Modflow de la FCIHS. Se ha estudiado como gestionar óptimamente recarga, inyección y bombeo (Abarca et al., 2006).

Según {EQC y JM}, los costes medios de captación y potabilización de agua, sin incluir amortizaciones, son de 0,25 €/m³ para el agua superficial y de 0,10 €/m³ para el agua subterránea. La recarga del acuífero en Cornellà mediante pozos (entre 0 y 14 hm³/a) cuesta 0,15 €/m³, la operación de la barrera costera de inyección para control de la intrusión marina 0,32 €/m³ y en las balsas de recarga de Sant Vicenç del Horts, para 1 hm³/a, se han invertido 40.000 €.

La utilización del acuífero del Baix Llobregat y delta ha ido evolucionando desde predominantemente industrial hasta predominantemente para abastecimiento urbano, con un uso agrícola minoritario, según muestra la Figura 3.2.3.19.

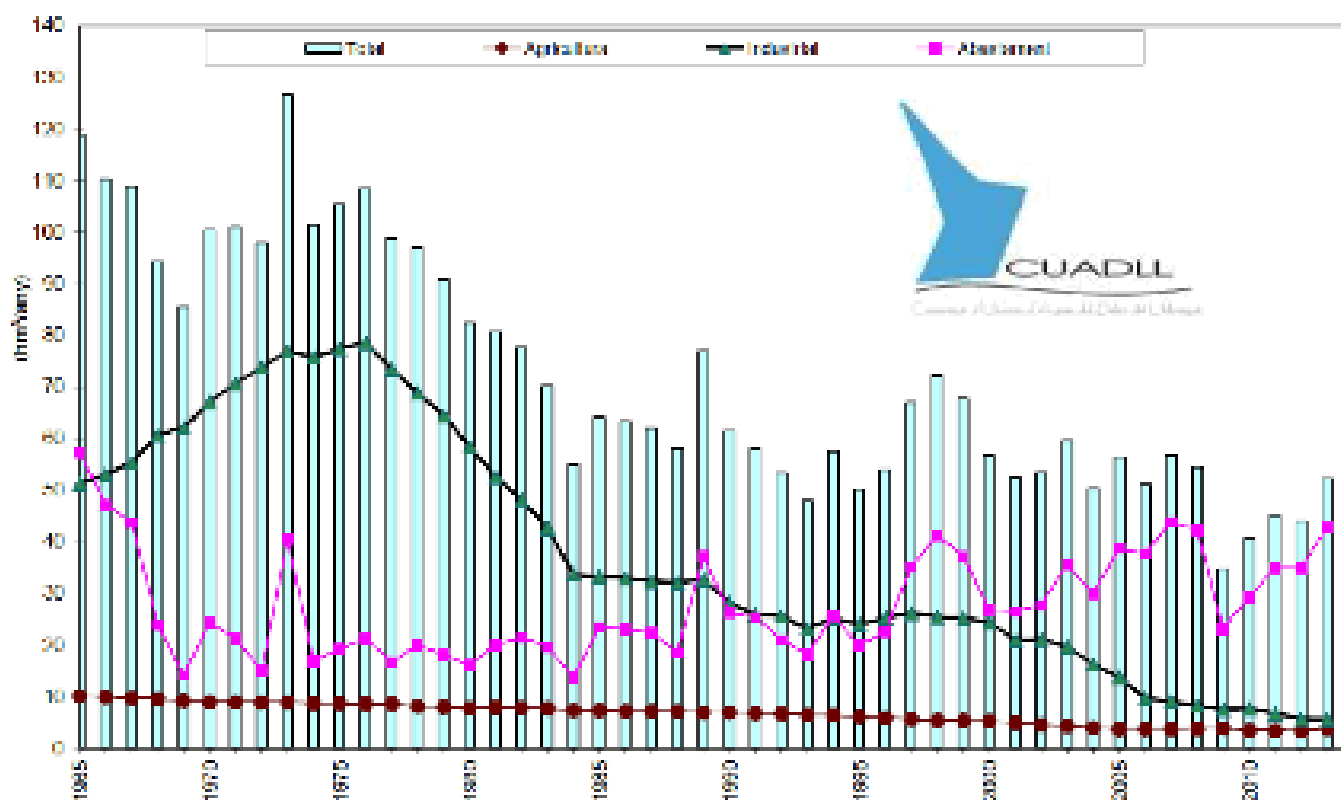


Figura 3.2.3.19 Evolución de la utilización del acuífero del Baix Llobregat y delta ({EQC y JM})

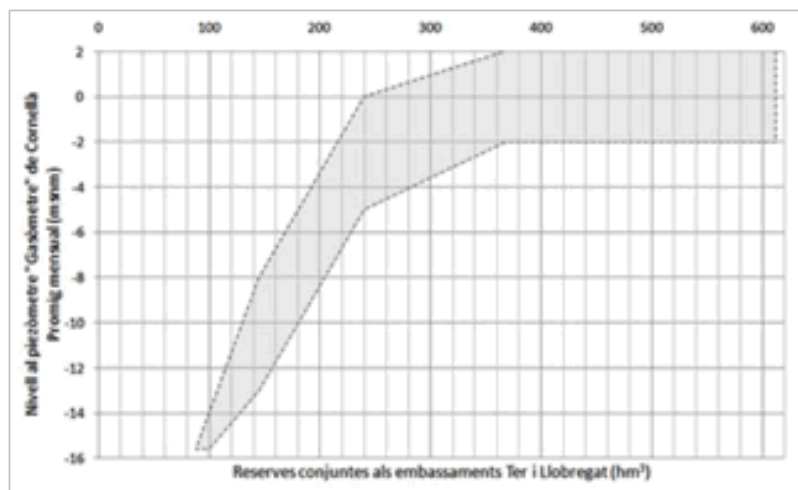
La utilización del acuífero del Baix Llobregat y delta para abastecimiento urbano está integrada dentro del conjunto de recursos del Área Metropolitana de Barcelona, de modo que juega un papel de reserva. Su exploración se hace cuando las reservas en los embalses de superficie del sistema Ter-Llobregat disminuyen. En épocas secas el acuífero se explota a la máxima capacidad razonable, según la capacidad de los pozos, no agotar la reserva prematuramente y no incrementar en exceso la tasa de intrusión marina, lo que comporta un descenso importante de niveles en el área de los pozos y en la costa, con aumento temporal de la intrusión marina y su recuperación posterior, preferentemente por dilución. La regla aplicada por la ACA en actuaciones trimestrales se indica en la Tabla 3.2.3.1. La relación entre volumen de reservas en los

embalses superficiales y nivel de agua en el acuífero aluvial del Baix Llobregat (que condiciona los niveles piezométricos profundos en la costa) se muestra en la Figura 3.2.3.20.

Tabla 3.2.3.1 Utilización de las reservas del acuífero del Baix Llobregat y delta según el volumen de agua superficial almacenada en el sistema Ter-Llobregat, según el Plan de Gestión de la ACA. Las extracciones son las de alimentación de la planta potabilizadora de Sant Joan Despí

Volumen total almacenado hm ³	> 367	367-240	240-145	145-100	<100
Extracción media trimestral, hm ³ /mes	< 1,50	1,77	3,35	6,70	máxima

Figura 3.2.3.20 Relación entre volumen de reservas en los embalses superficiales y nivel de agua en el acuífero aluvial del Baix Llobregat (que condiciona los niveles piezométricos profundos en la costa). La relación no es exacta ya que depende de diversos factores y de ahí la franja de incertidumbre



3.2.4 Acuíferos costeros de Cataluña al sur de Barcelona

El carácter de los acuíferos al Sur de Barcelona es distinto de los situados al norte ya que dominan las formaciones mesozoicas terciarias carbonatadas, frecuentemente karstificadas, y las formaciones costeras de terrazas litorales y conos de deyección con materiales groseros, miocenos-pliocenos, con cubiertas cuaternarias irregulares. Las extracciones agrícolas compiten con las de abastecimiento urbano e industrial. Existen o han existido notables problemas de salinización marina y entre ellos una situación extrema de degradación en Tarragona y en el Campo de Tarragona en las dos décadas finales del siglo XX. En el extremo sur se desarrolla el delta de l'Ebre.

El Garraf se extiende desde el Castelldefels, en el extremo SW del delta del Llobregat, hasta Calafell. Comprende el macizo carbonatado de Garraf, en la Cordillera Costera Catalana, y una serie de depresiones costeras rellenas por materiales miocenos sobre el substrato carbonatado y con recubrimiento parcial de depósitos aluviales cuaternarios (ACA, 2005b). Destaca el Pla de Sant Pere de Ribes-Sitges. Los materiales carbonatados son predominantemente calizas jurásicas y cretácicas, salvo en el extremo E, donde también aparecen dolomías del Muschelkalk (Triásico) y del Jurásico.

Las formaciones carbonatadas pueden estar notablemente karstificadas y dar origen a descargas concentradas al mar (Custodio, 1975). La principal es La Falconera (Sección 2.5 del Capítulo 2), cerca de la población de Garraf, cuya descarga es muy variable pero que puede estimarse entre algunas decenas y 1500 L/s, con un promedio que se estima del orden de 0.3 a 0,4 m³/s (unos 10 hm³/año). En el Anejo A3.2

se presenta la transcripción de un documento antiguo inédito. Esta surgencia se estudió con ocasión de una fuerte contaminación debida a lixiviados procedentes del recién inaugurado vertedero de basuras de Barcelona en Garraf, en 1966. La Falconera descarga agua salobre de salinidad variable, según la época. Otra surgencia submarina reconocida por las manchas terrígenas que dejan sus crecidas en el agua marina es la de Aiguadolç, cerca de la población del mismo nombre, próxima a Sitges, bien identificada por los pescadores, además de otras salidas menores. La ACA estima una descarga total localizada y difusa en todo el litoral de unos 10 o 12 hm³/año. Se conoce mal la situación de intrusión marina ya que la explotación es escasa y limitada a las inmediaciones del litoral. Las calizas no karstificadas pueden ser muy poco permeables, de modo que el tiempo de estabilización del nivel de algunos sondeos tras una perturbación puede tardar semanas en lograrse (Custodio, 1975). Los datos sobre el extremo oriental son escasos (Larrañaga Cabrera, 2010).

El Pla de Sant Pere de Ribes-Sitges, que es mioceno, está explotado por numerosos pozos, en parte alcanzando y penetrando el substrato de calizas. La salinización es intensa. Se realizó una experiencia de recarga artificial por balsas, como actividad provisional para evitar que las aguas con contaminación de población de la Riera de Ribes alcanzasen la playa de Sitges y creasen problemas ambientales en el propio Sant Pere de Ribes (Custodio et al., 1976; Custodio y Galofré, 1977). La situación actual de salinización es mal conocida, en parte por abandono de extracciones de agua subterránea al disponerse de un suministro alternati-

vo. Hay algunos datos recientes de la prolongación del Pla hacia Vilanova i La Geltrú (Ala Salat y Gonçalves da Silva, 2013).

En el área de Calafell se realizaron estudios para conocer el estado de la intrusión marina, aprovechando las perforaciones de reconocimiento realizadas por el Servicio Geológico de Obras Públicas (Pascual et al., 1986a; 1986b; 1992; Pascual y Custodio, 1988; 1990;

Custodio et al., 1989). La salinización de los pozos (en general sin sellos de aislamiento) es compleja ya que el medio es heterogéneo y depende de su ubicación y con respecto a la costa (recarga en el área intermedia además de la transmitida desde el interior), de su profundidad y de la distribución vertical de los tramos permeables. La Figura 3.2.4.1 es un esquema idealizado para explicarlo.

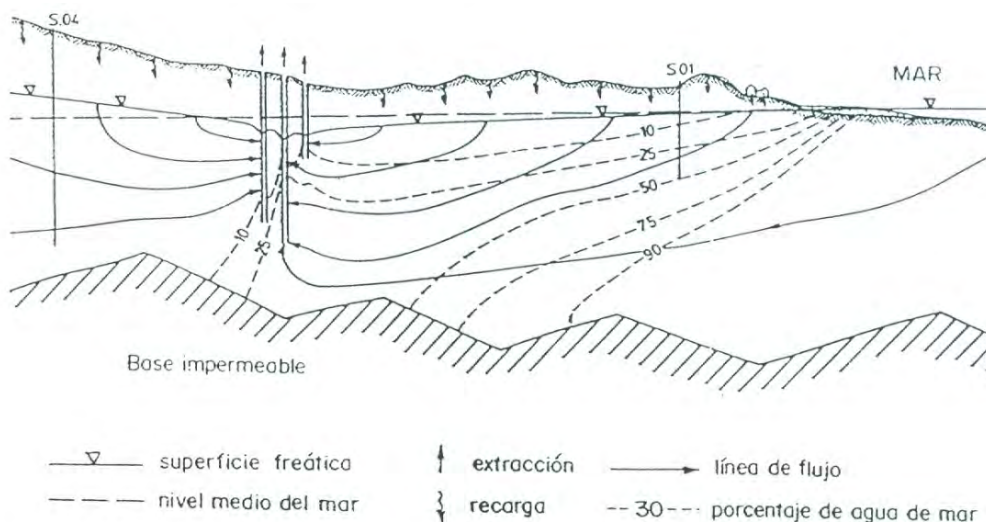


Figura 3.2.4.1 Esquema idealizado para explicar la variable salinización de los pozos interiores del área de Calafell

El **macizo carbonatado del Gaià** no es propiamente costero. Las formaciones y pozos costeros de lo que se suele designar como Baix Gaià se consideran aquí como parte del extremo NE del Camp de Tarragona. Existieron serios problemas de salinización por intrusión marina (Avalos y Roca Bernal, 2012).

El **Camp de Tarragona** es una fosa tectónica oligocena entre la cordillera Prelitoral Catalana y la Cordillera Litoral Catalana. Está rellena por sedimentos marinos y continentales de la denudación del borde sur de la Cordillera Prelitoral, que abarcan desde el Mioceno al Cuaternario. En general, estos sedimentos forman un conjunto de dos acuíferos superpuestos con niveles arcillosos intercalados. El acuífero superior no confinado está formado por gravas y conglomerados plio-cuaternarios de origen fluvio-deltaico y de piedemonte y por conglomerados, areniscas y calcarenitas miocenas de 50 a 70 m de espesor, que en el valle del Francolí están en conexión con el río. El acuífero inferior consiste en brechas y conglomerados del mioceno basal y por calizas y dolomías mesozoicas a profundidad de 100 a 150 m y espesor de 300 a 400 m, que pueden ser muy transmisivas. El conjunto recubre las formaciones más profundas que también pueden

constituir acuíferos profundos en bloques, aunque conectados por fracturas (Garrido, 2003).

En el área de Alcover-Reus-Montroig existe además un acuífero multicapa oligoceno detrítico (areniscas y calcarenitas) de origen marino, profundo y confinado, con 200 m de espesor medio (Figura 3.2.4.2).

Todo este conjunto acuífero estuvo intensamente explotado en las décadas de 1970 y 1980, con un caudal de intrusión marina del orden de 15 hm³/año y una notable salinización de los pozos al Norte de Tarragona (Calafell-Torredembarra-Tarragona), en el entorno de Tarragona (Tarragona, Els Pallaresos, Mongons) y al Sur, en Salou-Pineda, Mont-Roig del Camp, Cambrils y L'Hospitalet de l'Infant-Miami (Figuras 3.2.4.3 y 3.2.4.4). En el entorno de Tarragona, algunos pozos llegaron a extraer agua con 10 g/L Cl. Con la puesta en servicio de la traída de excedentes de los canales de L'Ebre en 1993 ('minitransvasé'), la explotación decayó notablemente y se produjo una relativamente rápida recuperación de niveles piezométricos y también una disminución de la salinidad, más lenta. Las observaciones son escasas y el proceso evolutivo ha quedado mal caracterizado.

La información previa al transvase se detalla parcialmente en ITGE (1986; 1989; 1992), Torrens et al. (1987a; 1987b; 1988) y Pelagia y Tomás (1992) y la posterior en ACA (2005a), Garrido (2003), Torras Vilches et al. (2006) y Von Igel et al. (2007), entre otros. La situación en el entorno de Tarragona se comenta en

Custodio (1980) y Ferrer Ramos y Valdivieso Mijangos (2012). Parte de los problemas más agudos de salinización fueron por interconexión de acuíferos, ya que los más profundos tenían mayor salinidad. Para reducir esas interconexiones, se recomendó cementar parte de algunos pozos (Martínez Arias et al., 2003).

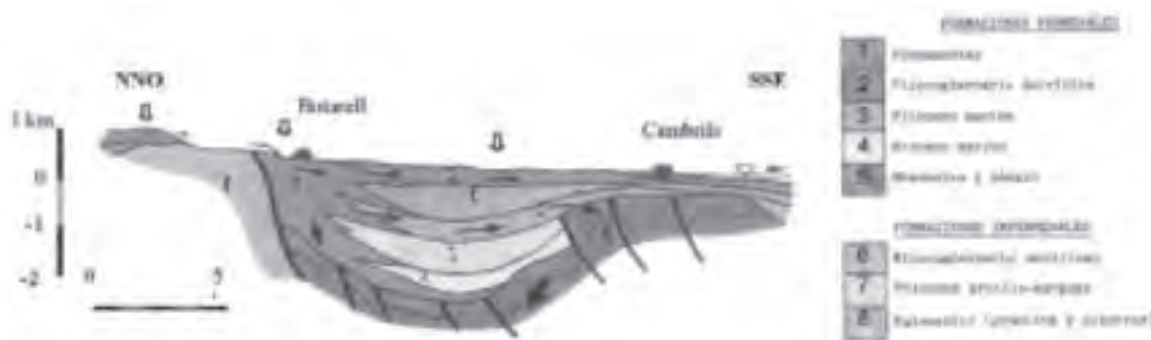


Figura 3.2.4.2 Corte longitudinal del Camp de Tarragona por Cambrils (Garrido, 2003).

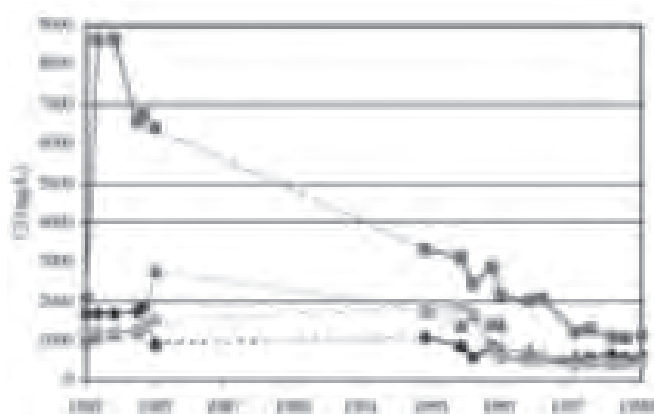


Figura 3.2.4.3 Evolución del contenido en cloruros en el área de Salou entre 1985 y 1989 (Garrido, 2003)

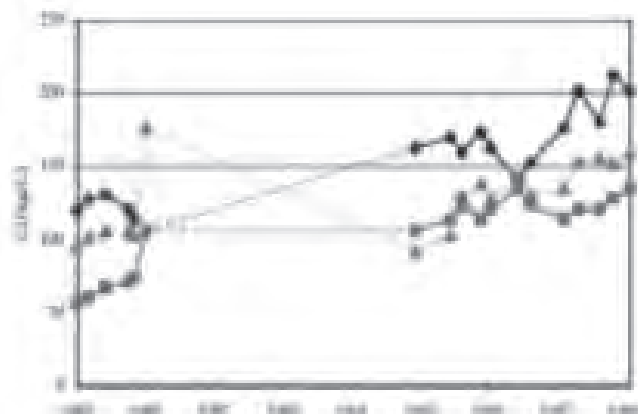


Figura 3.2.4.4 Evolución del contenido en cloruros en el área de Mont-Roig del Camp entre 1983 y 1989 (Garrido, 2003)

La Figura 3.2.4.5 muestra la evolución de los registros de conductividad eléctrica en un sondeo de observación junto a la Riera de Rifà, en Mont-Roig del Camp. Los registros empezaron antes de que la explotación del área fuese intensiva, aunque ya existía. Por eso se parte de cierta contaminación salina en 1971, variable según las circunstancias de cada año (que podía afectar a la distribución vertical de la salinidad). El proceso se intensificó claramente a partir de 1977, con la aparición de la cuña salina profunda.

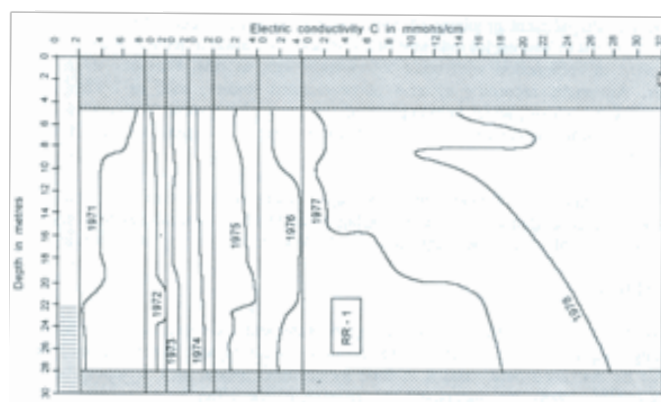


Figura 3.2.4.5 Evolución de los registros de conductividad eléctrica en un sondeo de observación de la antigua red de la Central Nuclear de Vandellòs I, junto a la Riera de Rifà, en Mont-Roig del Camp.

El Baix Francolí-Gaià se declaró acuífero protegido legalmente en 1988 y se estableció el correspondiente POE (Plan de Ordenación de Extracciones) en 8 formaciones (Torras Vilches et al., 2006). El POE definía las extracciones reales máximas en $\text{hm}^3/\text{año}$ y los caudales que no se habían de superar y detallaba los caudales inscritos en el Registro. Se ha actualizado en 2002, tras la llegada de las aguas transvasadas desde el Ebro. Sin embargo, las mejoras producidas no son claramente manifiestas en el área entre Tarragona y Calafell.

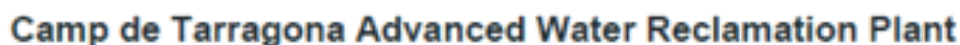
El agua del transvase de los excedentes de los canales del Ebro (Ebre) funciona desde 1989. Está gestionado por el Consorci d'Aigües de Tarragona (CAT), constituido por 19 municipios y 21 empresas del Baix Camp, Tarragonès y Baix Penedès. El caudal medio ha sido de $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$, para $4 \text{ m}^3/\text{s}$ de concesión.

La ACA dispone de un modelo numérico de transporte de masa del Camp de Tarragona que muestra que en el periodo 2000-2007 (8 años de simulación) no se ha producido en media ninguna variación significativa del almacenamiento de agua subterránea. Se evalúa una recarga total por precipitación y por transferencia desde otros acuíferos de $114 \text{ hm}^3/\text{año}$, que en este caso no depende del estado de explotación al no existir aguas superficiales ni niveles freáticos someros. Si se consideran tres escenarios de explotación: a) estado natural (sin extracciones), b) actual (extracción de $116 \text{ hm}^3/\text{año}$, el resto de la demanda servida con el transvase) y c) extracción de $179 \text{ hm}^3/\text{año}$ (toda la demanda servida partir del acuífero, como sucedía antes del transvase), los resultados para el año 2007, de carácter húmedo, muestran respectivamente para cada uno de esos tres escenarios:

- descarga de agua subterránea al mar: 48; 33 y 20 hm^3
- intrusión marina: 0; 0 y 11 116 hm^3
- descarga neta de agua al mar: 48; 33 y 9 hm^3
- incremento de reserva de agua subterránea: 66; -35 y -74 hm^3

En el litoral de la zona industrial petroquímica de Tarragona, se han iniciado estudios, dentro del Proyecto DEMOWARE, para recargar en balsas el agua residual tratada terciariamente. Esas aguas residuales tienen actualmente una salinidad aceptable, tras la época anterior de alta salinidad. Se parte de la planta de regeneración de aguas usadas de Tarragona, Vila-seca y Salou, diseñada para producir $19,000 \text{ m}^3/\text{d}$. El efluente secundario, tras un filtrado múltiple avanzado y acondicionamiento químico, es tratado por ósmosis inversa en dos pasos y después desinfectado por rayos ultravioleta y de nuevo acondicionado. Para su distribución para alimentar las necesidades de refrigeración del Complejo Petroquímico de Tarragona, se mezcla con agua importada del Ebro. La planta es de la ACA y está operada por Veolia y AITASA (Figura 3.2.4.6). El agua regenerada actualmente tiene menor salinidad que la importada del Ebro, lo que abarata su desmineralización cuando los usos industriales lo requieren.

Las operaciones de reutilización, para substituir parte del agua suministrada a la industria petroquímica, principalmente la de refrigeración, se iniciaron en 2011, con una capacidad de $6,8 \text{ hm}^3/\text{a}$. Se está ampliando a $10,5 \text{ hm}^3/\text{a}$, con un objetivo de $20 \text{ hm}^3/\text{a}$, que es la demanda estimada (Sanz et al., 2017). Se aplican dos pasos de ósmosis inversa para reducir la DBO_5 , la CE y en especial la concentración de NH_3 hasta quedar por debajo de los $0,8 \text{ mg/L}$ de las normas legales. La experiencia acumulada muestra unos costes de explotación de $0,41 \text{ €/m}^3$ (Sanz et al., 2017).



locales y del macizo (Custodio et al., 1971; Custodio, 1976; Bosch y Custodio, 1997; Pascual et al., 1986a; 1986b). En los sondeos profundos en las calizas jurásicas permeables, como en los perforados en el Coll de Balaguer, cerca de la estación de transformación del emplazamiento nuclear, se produce un tránsito neto y estable del agua dulce al agua salada que corresponde a la profundidad esperable según la ley de BGH. En los acuíferos miocenos el tránsito no es tan neto y el agua de la parte superior ya muestra cierta contaminación salina. A lo largo del macizo hay numerosas salidas de agua salobre al mar, de poco caudal, conocidas por los pescadores. Estas surgencias se reconocen en los perfiles sísmicos de alta frecuencia que se realizaron en 2014 a lo largo del fondo marino litoral Vandellòs-L'Ametlla de Mar en forma de áreas de amortiguación del sonido [ISR].

El **Baix Ebre** se extiende desde La Ampolla hasta Alcanar, en el límite entre las provincias de Tarragona

y Castellò, a partir de donde se extiende por la **Plana de Vinaròs**. Tiene características similares al Baix Camp de Tarragona, pero una parte está separada del mar por el **delta de l'Ebre** y otra por el Macizo del Montsià. Se explotan tanto los acuíferos miocenos, si tienen características adecuadas (como en el área de la Ampolla-La Aldea), como los acuíferos carbonatados mesozoicos subyacentes y que forman la base de las depresiones tectónicas costeras. La explotación de los acuíferos en las planas litorales, tanto para uso agrícola como para abastecimiento, está con frecuencia afectada por cierto grado de salinización, que en buena parte es el resultado de conos ascensionales salinos (Bayó et al., 1992; Arbiol Fernández y Verdejo Días, 2012). En la revisión de datos existentes entre L'Ametlla de Mar y La Aldea-L'Ampolla, en el periodo 1996-2007, realizada por Soler (2009), se encuentran valores frecuentes en las aguas subterráneas extraídas de hasta 1 g/L Cl (el valor de base está alrededor de 50 mg/L), con puntas no raras de hasta 5 g/L y máximos de 10 g/L. Parece apreciarse una tendencia creciente de los picos hasta los años 2000-2002 y después un decrecimiento.

La Plana de La Galera no muestra problemas de salinización, salvo en sus extremos de Amposta y de Alcanar, ya que está separada del mar por el macizo del Montsià (Tourís y Custodio, 1983; Espinosa et al., 2014). A lo largo de la costa del Montsià hay algunas captaciones de agua subterránea, mal conocidas, que parecen mostrar problemas de salinización (Malián y Sánchez Corral, 2013). También se comenta la existencia de algunas descargas litorales al mar de agua salobre.

El extenso delta de l'Ebre es a efectos prácticos una barrera que impide el contacto con el mar de las formaciones continentales entre Camarles y Sant Carles de La Ràpita (Maldonado, 1977). A lo largo del río Ebre

se producen varias descargas subacuáticas de agua subterránea aguas abajo del Assut (Azud) de Xerta, que se localizan justo aguas arriba de Tortosa, frente a Campredó (Molí de Soldevila), en Amposta (proximidades del Pont Penjat) y en el entorno de la Illa de Gràcia [JSR], además de los Ullals de Baltasar y Arispe, entre Amposta y Sant Carles de La Ràpita (Sección 4.8 del Capítulo 4).

El delta de l'Ebre tiene una típica estructura bicapa (Figura 3.2.4.7), con un acuífero profundo tardi-pleistoceno sobre sedimentos arcillosos pliocenos y a veces sobre otros depósitos cuaternarios antiguos, en un ambiente subsidente (Somoza et al., 1998). Sobre el acuífero profundo se desarrolla una cuña limoso-arcillosa, rica en materia orgánica, que lo separa de las formaciones cuaternarias más recientes. Estas formaciones más recientes consisten en depósitos aluviales actuales y cauces recientes abandonados, arenas de barras litorales, arenas de duna y depósitos finos de albufera y marisma. El delta tiene una muy pequeña elevación sobre el nivel del mar y contiene albuferas desecadas natural o artificialmente, en las que la evaporación del agua superficial y freática fue y es muy intensa, dando así origen a aguas saladas e incluso salmueras de evaporación. El acuífero profundo aflora y toma contacto con el río Ebre en Amposta, con una elevación freática de alrededor 0,5 m por encima del nivel medio del mar, a pesar de que la distancia hasta la desembocadura es de unos 30 km. Esta pequeña elevación no ha permitido desplazar el agua marina inicial, de modo que la mayor parte del acuífero profundo contiene agua marina. Además, esta agua marina fluye muy lentamente desde el afloramiento o sub-afloramiento submarino hacia el interior, a causa de que en dicho afloramiento mar adentro, estimado a 120 m bajo el nivel actual del mar, el potencial de agua dulce es de 3 m según la ley de BGH, que es mayor que el de contacto con el río aguas arriba.

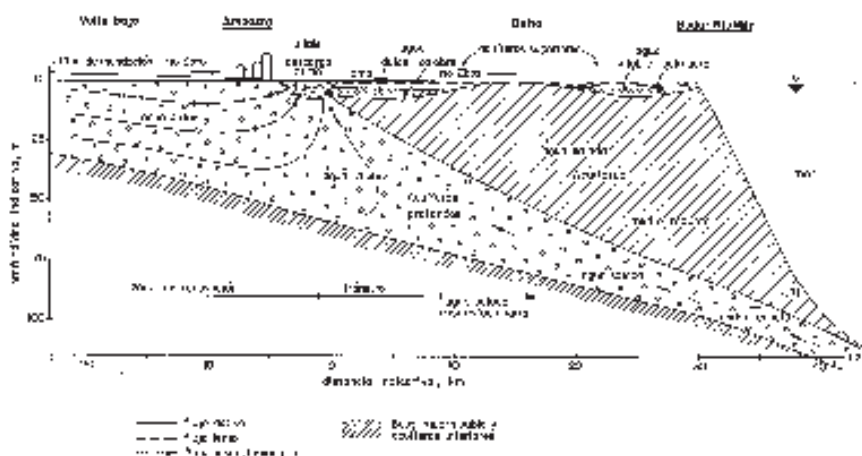


Figura 3.2.4.7 Esquema hidrogeológico longitudinal del delta del Ebro y del flujo del agua subterránea (Bayó et al, 1997; 1992)

En el acuífero superior sólo se encuentra agua dulce bajo las dunas, como lentejones sobre agua salada, aunque apenas hay datos de detalle. En general dominan las aguas salobres y salinas (Figura 3.2.4.8), con un nivel freático poco profundo (Ferrer Ramos y Valdivieso Mijangos, 2012). Eso afecta a la agricultura, ya que casi no deja espesor no saturado y el agua capilar puede ser excesivamente salina. Para abatir el nivel por drenaje, no sólo se requiere un bombeo para evacuar el agua drenada, sino que puede elevar salmueras en la base de los acuíferos de poco espesor. Por eso, entre otras razones, el cultivo principal es el arroz con riego con canales, que vienen del valle de l'Ebre y que permiten crear una cierta elevación del agua dulce allí donde es posible, con drenaje permanente de los campos y estaciones elevadoras del agua de drenaje.

El tiempo de renovación del agua marina del acuífero profundo es de miles de años, de modo que parte de la misma puede ser la inicial. La abundancia de materia orgánica en las formaciones contiguas sobrepuestas crea un medio reductor que hace que el agua marina contenida haya sufrido ciertos cambios químicos que afectan algo a la composición iónica mayoritaria, aumentan el CID, reducen al sulfato (Figura 3.2.4.9) y liberan NH_4^+ y Fe^{2+} . Eso hace que ese agua marina captada mediante pozos profundos no sea directamente utilizable para acuicultura, salvo por su temperatura regular. La Figura 3.2.4.10 muestra la relación entre el valor $r\text{Cl}/r\text{Br}$ (r indica meq/L) y el contenido en Cl para aguas del delta de l'Ebre. La relación $r\text{Cl}/r\text{Br}$ para el agua marina vale 655. Las aguas subterráneas del acuífero profundo se ajustan al valor marino, mientras que parte de las del acuífero superior tienen un valor $r\text{Cl}/r\text{Br}$ alto, aún no bien explicado, que puede ser por contaminación agrícola o por disolución de halita ambiental (podría estar relacionada con precipitación parcial de salmuera marina o transporte eólico desde las salinas existentes en Els Alfacs).

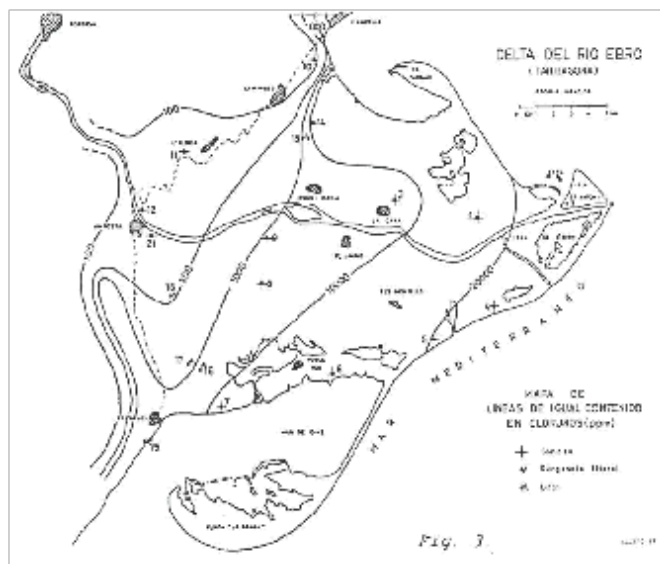


Figura 3.2.4.8 Distribución suavizada de la salinidad del agua subterránea en el acuífero superior del delta del Llobregat (Loaso y Hernán Gómez de Matauco, 1997).

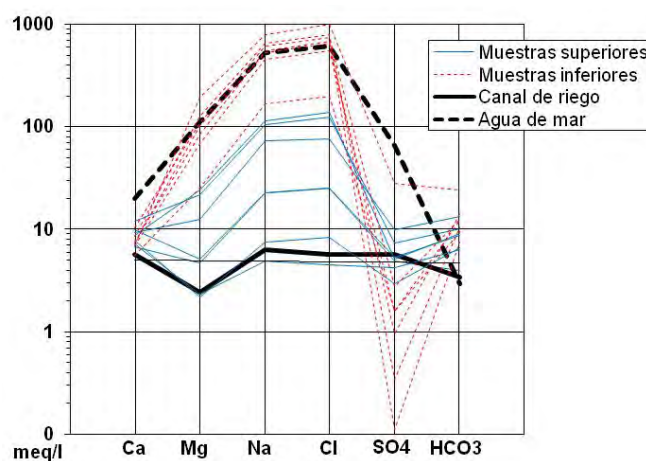


Figura 3.2.4.9 Diagrama de columnas verticales logarítmicas (Schoeller-Barkaloff) de aguas muestreadas en el delta de l'Ebre. Las muestras del acuífero superior son aguas marinas diluidas y las profundas aguas marinas modificadas con una notable reducción de sulfatos (Jiménez Parras, 2010)

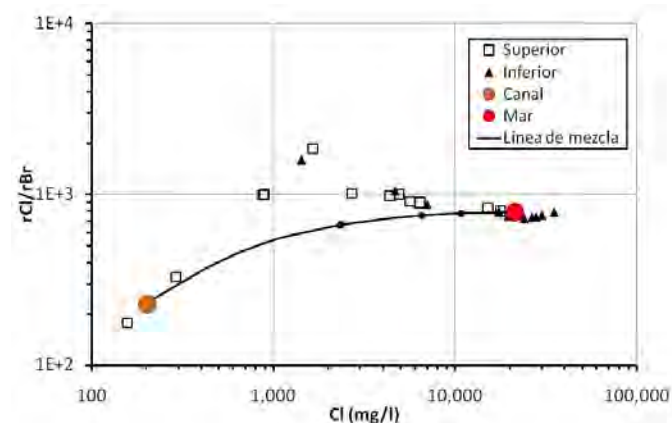


Figura 3.2.4.10 Relación entre el valor $r\text{Cl}/r\text{Br}$ (r indica meq/L) y el contenido en Cl para aguas del delta de l'Ebre (Jiménez Parras, 2010). La relación marina vale 655.

El tramo final del río Ebre se comporta como un estuario, con agua dulce sobre una cuña de agua marina inferior, y recibe descarga del acuífero superior. Dada la baja pendiente, en condiciones normales de caudal del río, el agua marina llega hasta la Illa de Gràcia, unos 15 km aguas arriba, y con caudales de estiaje puede llegar hasta Amposta, unos 25 km río arriba. La Figura 3.2.4.11 muestra diferentes perfiles de salinidad a lo largo del río Ebre en su tramo inferior y la Figura 3.2.4.12 algunos cambios temporales. Esta situación afecta poco al acuífero superior, ya que a lo largo de la orilla del río no hay extracciones significativas de agua subterránea,

salvo en Amposta. Allí se han producido problemas ocasionales en pozos de abastecimiento. La cuña de agua salina del río se puede extender lateralmente por el acuífero, dada la notable penetración vertical del río. No ha sido estudiado en detalle. La Figura 3.2.4.13 muestra los perfiles de salinidad en tiempos diversos en una serie de sondeos en la parte central del delta de l'Ebre. El contenido isotópico de esa agua subterránea aparece como una mezcla entre el agua marina y el agua de los canales que recargan el acuífero en la parte central del delta de l'Ebre, que tiene marca de evaporación (Figura 3.2.4.14).

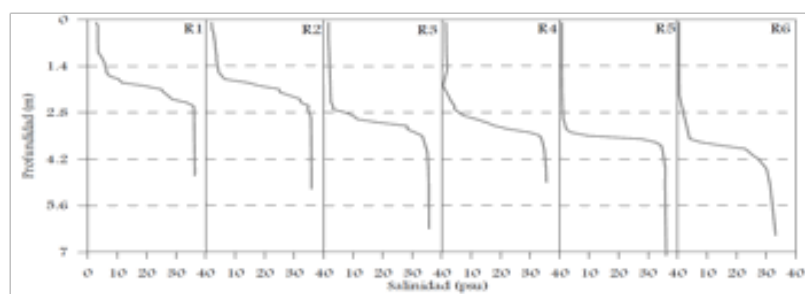


Figura 3.2.4.11 Diferentes perfiles de salinidad a lo largo del río Ebre en su tramo inferior en abril 1999 (Movellán, 2003)

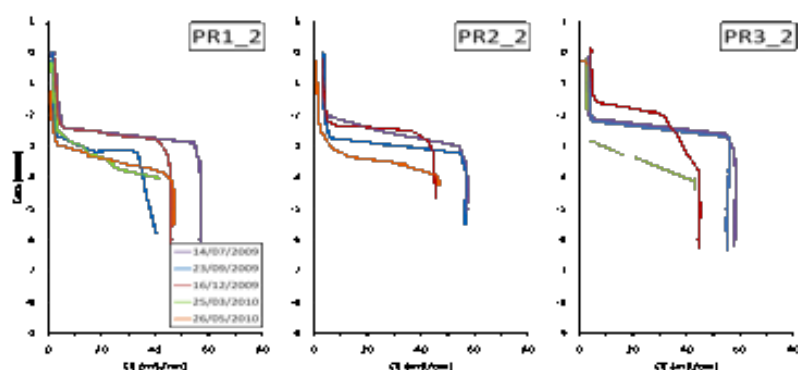


Figura 3.2.4.12 Evolución de los perfiles de salinidad a lo largo del río Ebre en su tramo inferior (Jiménez Parras, 2010)

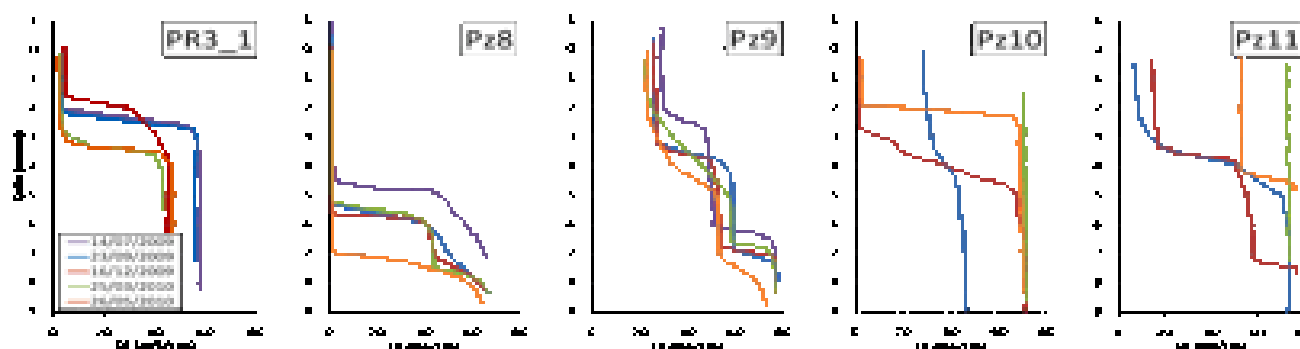


Figura 3.2.4.13 Evolución de perfiles de salinidad en sondeos de la parte central del delta de l'Ebre (Jiménez Parras, 2010)

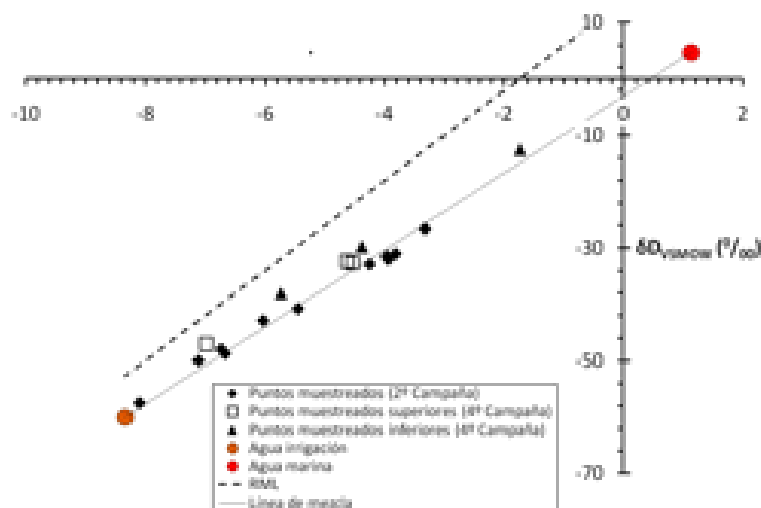


Figura 3.2.4.14 Gráfico δ^2H - $\delta^{18}O$ para muestreos del agua subterránea de la parte central del acuífero superior del delta de l'Ebre (Movellán, 2003)

La influencia de la marea en los niveles freáticos depende de la posición. La pequeña marea mediterránea occidental, de 0,2 a 0,3 cm (Figura 3.2.4.14), se aprecia incluso visualmente en las playas y se propaga por el cauce fluvial, progresivamente amortiguada. En las

albuferas abiertas al mar, la amplitud se amortigua, por ejemplo de 28 cm a 8 cm en la Badia dels Alfacs en el registro realizado por Falqués (1989). La marea es predominantemente diurna (24,8 horas) y débilmente semidiurna.

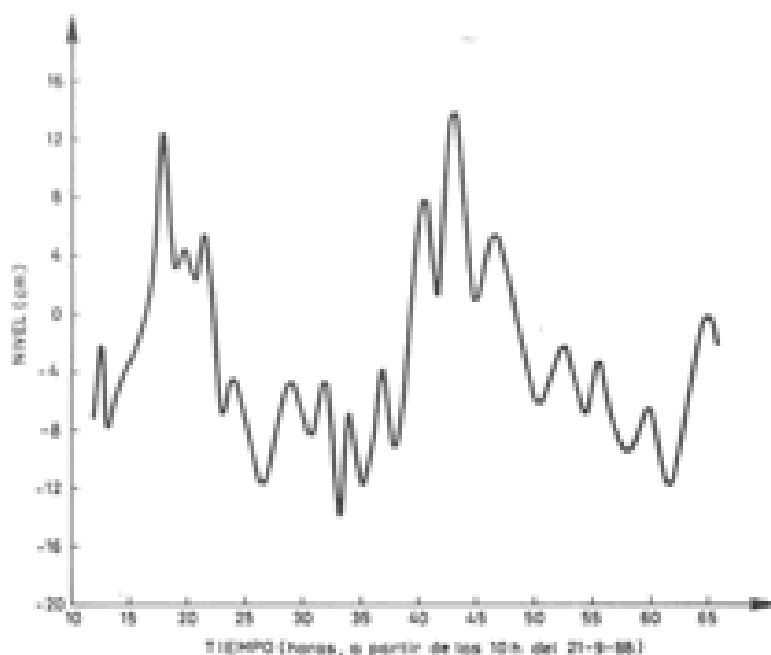


Figura 3.2.4.15 Cambios del nivel del mar a consecuencia de la marea en la Platja dels Trabucadors del delta de l'Ebre, en el periodo 21-23/9/1988, medidos a 35 m mar adentro, respecto a una referencia sin nivelación topográfica respecto a la nacional (Falqués, 1989)

3.2.5 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesaria-

mente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocas y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

Jordi Castelló Rodríguez. Director de Producción. Aguas de Barcelona
Mireia Iglesias Carrera. Cap Aigües Subterrànies. Agència Catalana de l'Aigua

El Centro Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona, ha aportado numerosa documentación en forma de trabajos de curso y de maestría, principalmente de Cataluña, pero no exclusivamente, muchos de ellos con estudios no accesibles por otras vías. También la Agencia Catalana del Agua ha aportado documentos de difusión limitada.

3.2.6 Referencias sobre los acuíferos costeros de Cataluña

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Aportaciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[DEMOWARE] Entrevista 29–160509C

[JMP] Josep Mas Pla. Universitat de Girona. ICRA

[JMR] Jordi Montaner i Roviras. Geoserveis. Girona

[JSR] Jordi Serra Raventós. Prof. Fac. Geología. Universidad de Barcelona

{EQC} Enric Queralt i Creus. Director CUADLL. Prat de Llobregat. Barcelona

{JM} Jordi Massana. Tècnic de la CUADLL. Prat de Llobregat. Barcelona

ACA (2003). Control de recursos hídricos al tram baix de la Tordera. Període d'estiu: 15/07/2001 30/09/2003. Octubre 2003. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona. http://mediambient.gencat.net/aca/ca/medi/aigues_subterrànies/estudis/

ACA (2005a). Informe hidrogeològic 309 – Àrea de la Depressió del Camp de Tarragona. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona. Document intern.

ACA (2005b). Informe hidrogeològic 308 – Àrea Mesozoica i Terciària del Garraf–Bonastre. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona. Document intern.

ACA (2009). Prevenció, control i correcció de la intrusió marina. Programa de Mesures per a la Gestió i Protecció del Aqüífers. Agència Catalana de l'Aigua/Aluvial SA. Barcelona: 1–263.

Ala Salat, F., Gonçalves da Silva, C. (2013). Estudio hidrogeológico de las cubetas miocuaternarias de Vilanova i La Geltrú (Garraf, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 47 CIHS. Barcelona: 1–68+An.

Abarca, E., Vázquez–Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, D., Battle, F. (2006). Optimal design of measures to correct seawater intrusion. Water Resources Research, 42: doi: 10.1029/2005WR004524.

Alcalá, F.J., Miró, J., Martín–Martín, M. (2003a). Actualización geológica del Delta del Llobregat (Barcelona, España). Implicaciones geológicas e hidrogeológicas. II TIAC, Alicante, I: 45–52.

Alcalá, F.J., Miró, J., García, A. (2003b). Sobre la intrusión marina en el sector oriental del acuífero profundo del delta del Llobregat (Barcelona, España). Breve descripción histórica y evolución actual. Bol. Soc. Esp. Historia Natural, 97(1–4): 42–49.

Alcalde Sanz, L., Folch Sánchez, M.; Tapias Pantebre, J.C.; Himi Benomar, M.; Sendrós Brea–Iglesias, A.; Lovera Carrasco, R.; Casas Ponsatí, A. (2013). Incidencia de la recarga inducida por riego con agua regenerada en la calidad del agua de un acuífero costero afectado por intrusión marina. SH, Granada 2013. HRH: 417–426.

- Anguita, F. (1971). Construcción de un modelo R-C basado en datos del acuífero del delta del Llobregat. Ier Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Madrid-Lisboa. Comunicación E-3-4.
- Arranz, D., Himi, M., Casas, A., Carmona, J.M^a, Viladevall, M., Font, X., Lázaro, R., Tapias, J.C., Pinto, V., Rivero, L. (2004). Evolución de la intrusión salina en el delta del Tordera utilizando FDEM. *Geo-Temas*, 6(4): 141–143.
- Arbiol Fernández, D., Verdejo Días, A. (2012). Estudio hidrogeológico de los acuíferos cuaternarios y mesozoicos de l'Ametlla de Mar, el Perelló y l'Ampolla (Baix Ebre, Tarragona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 46 CIHS. Barcelona: 1-52+An.
- Avalos, P.C., Roca Bernal, V. (2012). Estudio hidrogeológico del Bajo Gaià desde el embalse de El Catllar hasta el mar (Tarragonès, Tarragona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 46 CIHS. Barcelona: 1-51+An.
- Bach, J. (1986). Sedimentación holocena en el litoral emergido de "L'Alt Empordà". *Acta Geológica Hispánica*, 21-22: 195–203.
- Bach, J. (1990). L'ambient hidrogeològic de la plana litoral de l'Alt Empordà (NE de Catalunya). Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Edició microfotogràfica. 1992, 2 fitxes: 1-464.
- Bach, J., Zarroca, M., Linares, R. (2007). Diferenciación de dominios salinos a partir de geofísica eléctrica en el Alt Empordà (NE Catalunya). III TIAC, Almería. SHAS, I: 253–264.
- Barriendos, M., Martín-Vide, J. (1998). Secular climatic oscillations as indicated by catastrophic floods in the spanish Mediterranean coastal area (14th–19th centuries). *Climatic Change*, 38: 473–491.
- Batista, E., Bayó, A., Custodio, E., Doménech, J. (1983). Some aspects of sea water intrusion in Catalonia (Spain). *Geología Applicata e Idrogeologia*. Bari. XVIII(II): 299–314.
- Bayó, A., Batista, E., Custodio, E. (1977). Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers. General Assembly Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham U.K., XIII.I: F.1–14.
- Bayó, A., Custodio, E. 1987. Acuíferos en deltas y costas lineales en Catalunya. *Tecnología del Agua*, 32: 101–112.
- Bayó, A., Custodio, E. (1989). Deltas et plaines côtières longitudinales de Catalogne. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO–BGR, Paris–Hannover: 69–76.
- Bayó, A., Loaso, C., Aragonés, J.M., Custodio, E. (1992). Marine intrusion and brackish water in coastal aquifers of Southern Catalonia and Castelló (Spain): a brief survey of actual problems and circumstances. In: *Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers*. 12th SWIM, Barcelona: 741–766.
- Bayó, A., Custodio, E., Loaso, C. (1997). Las aguas subterráneas en el Delta del Ebro. *Revista de Obras Públicas*. Madrid. 3368: 47–65.
- Benet Llobera, M.C. (2011). Estudio hidrogeológico del Bajo Ter (Baix Empordà, Girona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 9 CIHS–d. Barcelona: 1-58+An.
- Bermúdez Coronel Prats, M.R., Torres, J. (2014). Estudio hidrogeológico del sistema fluviodeltaico del Fluvià–Muga (Alt Empordà, Girona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 48 CIHS. Barcelona: 1-58+An.
- Bertran Oller, O., Marazuela Calvo, M.A. (2015). Estudio hidrogeológico de los acuíferos del Llano de Barcelona (Barcelonès, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 49 CIHS. Barcelona: 1-49+An.

- Bocanegra, E., Custodio, E. (1995). Utilización de acuíferos costeros para abastecimiento. Dos casos de estudio: Mar del Plata (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) y Barcelona (Cataluña, España). *Ingeniería del Agua*. 1(4): 49–78.
- Bosch, X., Custodio, E. (1987). Interpretación de datos de isótopos ambientales estables (D y O–18) de muestras de aguas subterráneas del acuífero carbonatado costero del macizo de Vandellós en la zona del Coll de Balaguer, T.M. de Vandellós (Tarragona). *II Jornadas de Geoquímica. Colegio de Geólogos de España*: 67–70.
- Brentani, C. (2005). Studio dell'intrusione salina nel delta del fiume Tordera mediante tomografía eléctrica: aspetti teorici e pratici. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Padova.
- Burgos, A.C., Rivas Pozo, E. (2015). Estudio hidrogeológico de la Plana del río Fluvià (Alt Empordà, Girona). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea*, 49 CIHS. Barcelona: 1–48+An.
- Cabeza, Y., Candela, L., Ronen, D., Teijón, G. (2012). Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010. The Baix Llobregat (Barcelona, Spain). *J. Hazardous Materials*, 239–240: 32–39.
- Carreras, X., Ortuño, F., Iglesias, M., Fraile, J. (2012). Las cuencas internas de Catalunya. IV TIAC, Alicante, II: 23–54.
- Cacho, F., Custodio, E., García, J.L. (1977). Modelling the aquifers of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). *Memoires IAH. Birmingham*. XIII(1): E–12–24.
- Candela, L., Custodio, E., Fernández Rubio, R. (1981). Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España). En: *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España*, Barcelona. AIH–GE. CIHS: 331–348.
- Checa, A., Díaz, J.I., Farrán, M., Maldonado, A. (1988). Sistemas deltaicos holocenos de los ríos Llobregat, Besós y Foix: modelos evolutivos transgresivos. *Acta Geol. Hispánica*, 23: 241–255.
- Codina, J. (1971). Inundacions al delta del Llobregat. R. Dalmau. Barcelona: 1–68.
- Codina, J. (2004). Las aguas subterráneas: una visión social. El caso de la Comunidad de Usuarios del Llobregat. *Real Acad. Cien. Exact. Fis. Nat. (Esp)*. Madrid, 98(2): 323–329.
- Corominas, J., Custodio, E. 1981. Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona). En: *Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*, Barcelona. AIH–GE. CIHS: 537–552.
- Cuenca, S., Custodio, E. (1971). Construction and adjustment of a two layer mathematical model of the Llobregat Delta, Barcelona, Spain. *Mathematical Models in Hydrology*. UNESCO, Paris, *Studies and Reports in Hydrology*, 15(II): 960–964.
- Custodio, E. (1967a). Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat. *Documentos de Investigación Hidrológica*. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua, Barcelona. 2/3: 129–138.
- Custodio, E. (1967b). Études géohydrochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelona (Espagne). *International Association of Scientific Hydrology*, Publ. 62: 134–155.
- Custodio, E. (1968). Datación de aguas subterráneas en el delta del río Llobregat. *Documentos de Investigación Hidrológica* 6. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona: 205–237.
- Custodio, E. (1975). Metodología y resultados del estudio hidrogeológico del macizo kárstico de Garraf, Barcelona. *Boletín Geológico y Minero*. Madrid. 76(1): 31–44.

Custodio, E. (1976). Estudio de la salinización de las aguas subterráneas en la región litoral entre Ametlla de Mar y Montroig (Tarragona). I SH, Madrid. HRH. II: 984–1006.

Custodio, E. (1978). Ensayos para determinar la viabilidad de una excavación profunda en el litoral del Macizo de Vandellós (Tarragona, España). Simposio sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas, Granada. Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Madrid, I: 85–109.

Custodio, E. (1979). Artificial recharge in the coastal aquifers near Barcelona (Spain). Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas, with special regard to Desalination and Groundwater. Pergamon: 465–472.

Custodio, E. (1979b). Groundwater conditions in the Catalanian coastal aquifers. Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas, with special regard to Desalination and Groundwater. Pergamon: 219–228.

Custodio, E. (1980). Aspectos químicos e isotópicos del comportamiento de las aguas subterráneas en la cuenca del río Francolí (Tarragona, España). IV Coloquio Internazionale sull'Acque Sotterranee. Acireale, Sicilia. 1: B98–B134.

Custodio, E. (1981a). Método de cálculo de las mezclas de agua resultantes de la recarga artificial con aguas residuales tratadas en el acuífero cautivo del delta del Besós. IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica, Madrid. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. III: 1625–1642.

Custodio, E. (1981b). Sea water encroachment in the Llobregat and Besós areas, near Barcelona (Catalonia, Spain). In: Intruded and Fossil Groundwater of Marine Origin. Salt Water Intrusion Meeting, Uppsala. Sveriges Geologiska Undersökning. Rapporter och Meddelanden 27: 120–152.

Custodio, E. (1982). Model of the aquifers in the Llobregat Delta (Catalonia, Spain). IN: Groundwater Models: Concepts, Problems and Methods of Analysis with Examples of their Application. Studies and Reports in Hydrology nº 34. UNESCO. Paris: 39–51.

Custodio, E., (1983). El uso conjunto en el Pirineo Oriental: problemas de calidad. Utilización Conjunta de Aguas Superficiales y Subterráneas. Servicio Geológico de Obras Públicas y Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, E-8: 1–22.

Custodio, E. (1987). Seawater intrusion in the Llobregat Delta, near Barcelona (Catalonia, Spain). In: Groundwater Problems in Coastal Areas. Studies and Reports in Hydrogeology 45, UNESCO, Paris: 436–463.

Custodio, E. (1988). Intrusión marina en los acuíferos de la costa catalana. I TIAC, Almuñécar, III: 75–98

Custodio, E. (1992). Progresiva degradación de la cantidad y calidad de los recursos de agua en el sistema acuífero del Bajo Llobregat. 7º Congresso Brasileiro de Aguas Subterráneas, Belo Horizonte, Associação Brasileira de Águas Subterráneas: 18–48.

Custodio, E. (2002). Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. Groundwater and Human Development. (Eds: E. Bocanegra, D. Martínez, H. Massone). Intern. Assoc. Hydrogeologists, Selected Papers: 1905–1918.

Custodio, E. (2008). Acuíferos detríticos costeros del litoral mediterráneo peninsular: valle bajo y delta del Llobregat. Monográfico: Las Aguas Subterráneas. Rev. Asoc. Española Enseñanza de las Ciencias de la Tierra. Madrid, 15(3): 295–304.

Custodio, E. 2012. Low Llobregat aquifers: intensive development, salinization, contamination and management. In: S. Sabater, A. Ginebreda, D. Barceló, The Story of a Polluted Mediterranean River. The Handbook of Environmental Chemistry, 21: 27–50.

Custodio, E., Cuenca, J., Bayó, A. 1971a. Planteamiento, ejecución y utilización de un modelo matemático de dos capas para los acuíferos del delta del río Llobregat (Barcelona). 1^{er} Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 171–198.

Custodio, E., Bayó, A., Peláez, M.D. 1971b. Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona). 1^{er} Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. VI: 51–80.

Custodio, E., Bayó, A., Ortí, A. (1971). Características geológicas, hidrogeológicas y geoquímicas de los acuíferos costeros entre Cambrils y L'Ametlla de Mar (Tarragona). 1^{er} Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 147–170.

Custodio, E., Llamas, M.R. (eds.) (1976). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega. Barcelona, 2 vols: 1–2350. Reedición 1982

Custodio, E., Cacho, F., Peláez, M.D., García, J.L. (1976a). Problemática de la intrusión marina en los acuíferos del Delta del Llobregat. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral, Madrid: 2069–2101.

Custodio, E., Suárez, M., Galofré, A. (1976b). Ensayos para el análisis de la recarga de aguas residuales en el Delta del Besós. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 1893–1936

Custodio, E., Batista, E., Bayó, A. (1976). Intrusión marina en los acuíferos del litoral catalán. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 2103–2129.

Custodio, E., Bayó, A., Batista, E. (1977). Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers. Memoires IAH. Birmingham, XIII(1): F–1–22. .

Custodio, E., Galofré, A., Gené, J. (1976). Recarga de aguas residuales municipales en el Llano de Sitges. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 1859–1892.

Custodio, E., Bayó, A., Batista, E. (1977). Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers. Memoires IAH. Birmingham, XIII(1): F–1–22. .

Custodio, E., Galofré, A. (1977). Basin recharge in the Sitges plain (Barcelona, Spain) used for the disposal of municipal waste water. Memoires IAH. Birmingham, XIII(1): F41–F57.

Custodio, E., Suárez, M., Isamat, F.J., Miralles, J.M. (1977). Combined use of surface and groundwater in Barcelona Metropolitan Area (Spain). Intern. Assoc. Hydrogeologists, Gen. Assem. Birmingham, XIII.1: 14–27.

Custodio, E., Isamat, F.J., Miralles, J.M. (1979). Twenty five years of groundwater recharge in Barcelona (Spain). International Symposium on Groundwater Recharge. Dortmund: 10 pp.

Custodio, E., Touris, R., Balagué, S. (1981). Behaviour of contaminants after injection of treated urban waste water in a well. Proc. Int. Symp. Quality of Groundwater. Noordwijkerhout. Ed. W. van Duijvenbooden, P. Glasbergen and H. van Lelyveld. Studies in Environmental Sciences. Elsevier. The Netherlands, 17: 395–401.

Custodio, E., Pascual, M., Bosch, X., Bayó, A. (1986b). Sea water intrusion in coastal carbonate formations in Catalonia, Spain. 9th SWIM, Delft. Delft University of Technology: 147–164.

Custodio, E., Bayó, A. (1986). Interactions between land–use and aquifer behaviour in the surroundings of Barcelona (Spain). Integrated Land Use Planning and Groundwater Protection Management in Rural Areas. Karlovy Vary. Mémoires IAH: 90–100.

- Custodio, E., Iribar, V., Manzano, M., Bayó, A., Galofré, A. (1986). Evolution of sea water intrusion in the Llobregat delta, Barcelona, Spain. 9th SWIM, Delft. Delft University of Technology: 133–146.
- Custodio, E., Pascual, M., Bayó, A., Bosch, X. (1989a). Processes in the mixing zone in carbonate formations: central and southern Catalonia. *Natuurwet. Tijchr.* Ghent 70, 1988 (publ. 1989): 263–277.
- Custodio, E., Glorioso, L., Manzano, M., Skupien, E. (1989b). Evolución y alternativas de un acuífero sobreexplotado: el delta del Llobregat. *La Sobreexplotación de Acuíferos.* AIH–GE y AEHS: 207–227.
- Custodio, E., Bayó, A., Pascual, M., Bosch, X. (1990). Results from studies in several karst formations in Southern Catalonia (Spain). In: G. Günay, A.I. Johnson and W. Back, *Hydrogeologic Processes in Karst Terranes.* Intern. Assoc. Hydrological Sciences, Publ. 207: 295–326.
- Custodio, E., Iribar, V., Manzano, M., Skupien, E. (1992). Utilización de isótopos ambientales en el valle bajo y delta del río Llobregat (Barcelona, España) para resolver problemas de flujo y de transporte de masa en los acuíferos. *Use of Isotope Techniques in Water Resources Development.* Intern. Atomic Energy Agency, Vienna, SM 319/26: 385–414.
- Custodio, E., Badiella, P., Galofré, A. (2009). El canal de remo olímpico de Barcelona. *El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo.* IGME, Madrid: 131–136 (en CD).
- Custodio, E., Bayó, A. (2009). Caracterización hidrogeológica de las excavaciones para albergar infraestructuras energéticas en el cono de deyección costero de Lleria, macizo de Vandellós (Tarragona). *El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo.* IGME, Madrid: 137–143 (en CD).
- Custodio, E., Solà, V., Soler, A. (2010). New data on seawater intrusion into the Llobregat delta aquifer, Barcelona, Spain. 21st SWIM, Ponta Delgada: 15.
- Custodio, E., Espinosa Martínez, S. (2013). Caracterización de aguas de intrusión marina en el acuífero del delta del Llobregat, Barcelona. *X SH, Granada.* HRH, XXX: 317–326.
- Dai, Z., Samper, J. (2006). Inverse modeling of water flow and multicomponent reactive transport in coastal aquifer systems. *J. Hydrol.*, 327(3–4): 447–441.
- De la Torre, B., Ibañez Iglesias, G. (2012). Estudio hidrogeológico del acuífero aluvial del Bajo y Delta del río Tordera (Maresme y La Selva; Barcelona y Girona). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea*, 46 CIHS. Barcelona: 1–77+An.
- Edmunds, W., Milne, C.J. (2001). Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since late Pleistocene. *Geological Society (London) Special Publication* 189: 1–332.
- Espinosa, S., Custodio, E.; Loaso, C. (2014). Estimación de la recarga media anual de acuíferos: aplicación a la Vall Baixa de l'Ebre. En: J. Gómez–Hernández y J. Rodrigo–Ilarri (eds.), *II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas*, Valencia. Ed. Universitat Politècnica de València: 285–301.
- Falgàs, E., Ledo, J.J., Teixidó, T., Gabás, A., Ribera, F., Arango, C.; Queralt, P., Plata, J.L., Rubio, F.M., Peña, J.A., Martí, A., Marcuello, A. (2005). Geophysical characterization of a Mediterranean coastal aquifer: The Baixa Tordera fluvio–deltaic aquifer unit (Barcelona, NE Spain). 18th SWIM, Cartagena, 15: 395–404.
- Falqués, A. (1989). Formación de topografía rítmica en el delta del Ebro. *Rev. Geofísica*, 45: 143–156.
- Ferrer Pedrazas, J.F., Quintana Sotomayor, C.F. (2013). Estudio hidrogeológico del acuífero del Baix Francolí (Tarragonès, Tarragona). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea*, 47 CIHS. Barcelona: 1–73+An.

Ferrer Ramos, N., Valdivieso Mijangos, S. (2012). Estudio hidrogeológico del Delta del Ebro (Montsià, Baix Ebre – Tarragona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea – 46 CIHS. Barcelona. 48 pp. + anejos.

Ferret, J. (2006). Els primitius pous artesianes del riu Llobregat, 1889–1912. Comunitat d'Usuaris d'Aigües de la Vall Baixa i Delta del Llobregat. Prat de Llobregat, Barcelona: 1–89.

Galofré, A. (1991). Las comunidades de usuarios de aguas subterráneas: experiencias en la gestión y control de los recursos hidráulicos en Cataluña. Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. CIHS/CIMNE. Barcelona: 337–357.

Gàmez, D. (2007). Sequence stratigraphy a a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Department of Geotechnical Engineering and Geo-Sciences, Technical University of Catalonia (UPC), Barcelona. Doc. Thesis: 1–177+An

Gámez, D., Simó, J.A., Lobo, F.J., Barnolas, A., Carrera, J., Vázquez-Suñé, E. (2009). Onshore-offshore correlation of the Llobregat deltaic system, Spain: Development of deltaic geometries under relative sea-level and growth fault influences. *Sedimentary Geology*.

García Pomares, A., Andrés Arias, C. (2012). Estudio hidrogeológico del acuífero principal del Delta del Llobregat y su conexión con el Valle Bajo (Baix Llobregat, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 46 CIHS. Barcelona: 1– 70+An.

Garrido, E.A. (2003). Estado actual y evolución de la intrusión marina en los acuíferos costeros del litoral septentrional de Tarragona (España). II TIAC, Alicante, I: 19–28.

GEOSERVEI (2000). Actualització i cartografia hidrogeològica del sistema fluvio–deltaic del curs mitjà i baix del riu Tordera. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona.

Girardi Lavin, C., Recio Aguilera, J. (2015). Estudio hidrogeológico del Baix Ter (Baix Empordà, Girona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 49 CIHS. Barcelona: 1–77+An.

Guimerà, J., Jordana, S., Ruiz, E., Iglesias, M., Borrás, G. (2003). Un modelo 3D de densidad variable para simular el sistema acuífero multicapa del delta del río Tordera (Barcelona, Cataluña, España). II TIAC, Alicante, I: 225–234.

Hernández, M., Gibert, O., Bernat, X., Valhomdo, C., Köck-Schulmeyer, m., Huerta-Fontela, M., Colomer, M.V. (2014). Innovative reactive layer to enhance soil aquifer treatment: successful installation in the Llobregat aquifer (Catalonia, NE Spain). *Boletín Geológico y Minero*, 125(2): 157–172.

Himi, M., Navarro, J.V., Sabadía, J.A., Casas, A. (2000). Delimitación de la intrusión salina en el delta del río Tordera por métodos electromagnéticos. En: M. Olmo. y J.A. López–Geta, *Actualidad de las Técnicas Geofísicas Aplicadas en Hidrogeología*. IGME, Madrid: 353–359.

Himi, M., Brentari, C., Lovera, R., Rivero, Díaz, L., Font, X., Tapias, J.C., Casas, A. (2007). Nueva aportación al estudio de la evolución marina del delta de la Tordera mediante tomografía eléctrica. III TIAC, Almería. I: 307–316.

Iribar, V., Manzano, M., Custodio, E., Peláez, M.D. (1986). Salinización de depósitos deltaicos: aplicación al delta del Llobregat. II SIAGA. Granada, II: 103–112.

Iribar, V., Manzano, M., Custodio, E. (1991). Evaluation of over–exploitation effects in the Baix Llobregat aquifers by means of environmental isotope techniques. *Aquifer Over–exploitation*. IAH. 1: 535–538

Iribar, V., Custodio, E. (1992). Advancement of seawater intrusion in the Llobregat delta aquifer. 12th SWIM, Barcelona: 35–50.

- Iribar, V., Carrera, J., Custodio, E. (1992). Modelling seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. 12th SWIM, Barcelona: 455–474.
- Iribar, V., Carrera, J., Custodio, E., Medina, A. (1997). Inverse modelling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. *Journal of Hydrology*, 198(1–4): 226–244.
- ITGE (1986). Estudio de los recursos hídricos totales del sistema hidrogeológico 74, Campo de Tarragona. Colección Informe. ITGE, Madrid: 1–132+mapas
- ITGE (1989). Campo de Tarragona. Serie: Manuales de utilización de acuíferos. ITGE, Madrid.
- ITGE (1992). Composición química de las aguas subterráneas del Campo de Tarragona. Sistema de acuífero N° 74. Evolución temporal. Colección: Informes Aguas Subterráneas y Geotecnia. ITGE, Madrid: 1–142.
- Jiménez Parras, S. (2010). Caracterización hidrodinámica, hidroquímica e isotópica del acuífero superficial del Delta del Ebro. Tesis de Master en Hidrología Subterránea, Departamento de Ingeniería del Terreno, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1–145.
- Larrañaga Cabrera, P. (2010). Estudio hidrogeológico del borde oriental del Garraf (Baix Llobregat, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. 8 CIHS–d. Barcelona: 1–48+An.
- Llamas, M.R. (1969). Combined use of surface and ground water for the water supply to Barcelona (Spain). *Bull. Intern. Assoc. Sci Hydrol.*, 14(3): 119–136.
- Llamas, M.R., Molist, J. 1967. Hidrología de los deltas de los ríos Besós y Llobregat. *Rev. Agua, Barcelona*, 2: 139–154.
- Llamas, R.M., Molist, J. (1967). Hidrogeología de los deltas de los ríos Besós y Llobregat. Documentos de Investigación Hidrogeológica 2. Centro de Estudios, Aplicaciones e Investigaciones del Agua. Barcelona.
- Llasat, M.C., Barriendos, M., Barrera, A., Rigo, T. (2005). Floods in Catalonia (NE Spain) since the 14th century. Climatological and Meteorological Aspects from Historical Documentary Source and Old Instrumental Records. *Journal of Hydrology*, 313(2): 32–47.
- Loaso, C., Hernán Ibañez de Matauco, F. (1987). Aportaciones al conocimiento de la hidroquímica e hidrología del acuífero del Delta del Ebro. Su importancia con el desarrollo de la acuicultura. IV Simposio de Hidrogeología, Palma de Mallorca. HRH X.
- Macau, F. (1965). Determination des niveaux phréatiques des eaux douces dans un massif calcaire de la Costa Brava (Espagne) a partir d'une exploration sous-marine préalable. IASH–UNESCO, Proc. Colloquium Dubrovnik: 455–462.
- Maldonado, A. (1977). Introducción geológica al delta del Ebro. Treballs de la Institució Catalana d'Historia Natural: El sistema natural del delta de l'Ebre. Barcelona: 7–45.
- Malián, A.F., Sánchez Corral, D. (2013). Estudio hidrogeológico de los acuíferos costeros de la Plana de Alcanar y Sant Carles de la Ràpita (Montsià, Tarragona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 47 CIHS. Barcelona: 1–59+An.
- Mallén Bueno, L., Pajarón Bemúdez–Cañete, M. (2011). Estudio hidrogeológico del Baix Ter (Baix Empordà, Girona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 45 CIHS. Barcelona: 1–52+An.
- Manzano, M., (1993). Génesis del agua intersticial del acuitardo del delta del Llobregat: origen de los solutos y transporte interactivo con el medio sólido. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona: 1–273.

- Manzano, M., Peláez, M.D., Serra, J. (1986). Sedimentos prodeltaicos en el delta emergido del Llobregat. *Acta Geológica Hispánica*, 21–22 (1996): 205–211 (1997).
- Manzano, M.; Custodio, E. (1987). Muestreo de agua intersticial en acuitardos: aplicación al delta del Llobregat. *SH, Palma de Mallorca. HRH. XII*: 883–887.
- Manzano, M., Custodio, E., Jones, B.F. (1990). Progress in the understanding of groundwater flow through the aquitard of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). *Prof. Romariz Homage Book. Faculdade de Ciências. Lisboa*: 115–126.
- Manzano, M., Custodio, E., Carrera, J. (1992). Fresh and salt water in the Llobregat delta aquitard: application of the ion chromatography theory to the field data. *12th SWIM, Barcelona*: 207–228.
- Manzano, M., Custodio, E. (1995). Origen de las aguas salobres en sistemas acuíferos deltaicos: aplicación de la teoría de la cromatografía iónica al acuitardo del delta del Llobregat. *VI SH, Sevilla. HGH. XX*: 179–204.
- Manzano, M., Custodio, E. (1998). Origen de las aguas salobres en sistemas acuíferos deltaicos: aplicación de la teoría de la cromatografía iónica al acuitardo del delta del Llobregat. *4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo*: 2: 973–996.
- Marqués, M.A. (1975). Las formaciones cuaternarias del delta del Llobregat. *Acta Geológica Hispánica. X*: 21–38.
- Marqués, M.A. (1984). Les formacions quaternàries del Delta del Llobregat. *Institut d'Estudis Catalans. Barcelona*: 1–208.
- Marques da Silva, M.A., Custodio, E. (1988). Síntese isotópica dos aquíferos do delta do Llobregat (Catalunha–Espanha). *Geociências, Aveiro, 3. (1–2)*: 275–290.
- Martínez Arias, A., Soto, J.M., Amat, L.I. (2003). Estudio de afección de la intrusión salina por efecto de bombeo, en el acuífero mioceno de la unidad Baix Francolí (Tarragona). *II TIAC, Alicante, I*: 615–622.
- Martínez Cobo, V., Olarte Concha, Y. (2014). Estudio hidrogeológico del acuífero aluvial del Ridaura (Baix Empordà, Girona). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 48 CIHS. Barcelona*: 1–54+An.
- Martínez Parra, M., Murillo Díaz, J.M. (2003a). Evolución de la contaminación marina en los acuíferos costeros del Baix Maresme (Barcelona, España). *II TIAC, Alicante, I*: 509–518.
- Martínez Parra, M., Murillo Díaz, J.M. (2003b). Evolución de la contaminación marina en los acuíferos costeros del Baix Tordera (Barcelona, España). *II TIAC, Alicante, I*: 519–532.
- Mas–Pla, J., Ghiglieri, G., Uras, G. (2014). Seawater intrusion and coastal groundwater resources management. Examples from two Mediterranean regions: Catalonia and Sardinia. *Contributions to Science, 10(2)*: 171–184.
- Meroño Lombera, D. (2013). Estudio hidrogeológico del acuífero aluvial de la riera de Argentona (Maresme, Barcelona). *Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 11 CIHS–d. Barcelona*: 1– 48+An.
- Montaner, J. (ed.) (2010). El flux hidrològic de la plana litoral del Baix Ter. *Evolució fluvial, caracterització hidrològica i pautes de gestió. Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis. Recerca i Territori, 2*.
- MOP (1966). Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besós y Bajo Llobregat. *Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Ministerio de Obras Públicas. Barcelona*. 4 vol.

- Movellán, E. (2003). Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro. Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona.
- Nadal i Jaume, M.L. (2010). Estudio hidrogeológico del acuífero aluvial de la Baixa Tordera y Delta (Maresme y La Selva; Barcelona y Girona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 8 CIHS–d. Barcelona: 1–42+An.
- Niñerola, J.M., Queralt, E., Custodio, E. (2009). Llobregat delta aquifer. Groundwater Monitoring. In: Ph. Quevauviller, A–M. Fouillacand J. Grath, R. Ward (eds.). Wiley: 289–301.
- Ondiviela, M., Vázquez–Suñé, E., Nilsson, J., Carrera J., Sánchez–Vila X., Casas, J. (2006). Efecto del bombeo intensivo de los caudales infiltrados en el parking de la “Plaça de la Vila” de Sant Adrià del Besós. Symposium on Intensive Use of Groundwater. Valencia.
- Otero, N., Soler, A., Corp, R.M., Mas–Pla, J., García–Solsona, E., Masqué, P. (2011). Origin and evolution of groundwater collected by a desalination plant (Tordera, Spain): a multi–isotopic approach. J. Hydrology, 397: 37–46.
- Ortuño, F. (2011). Presentación en ppt. Jornada sobre Recarga Artificial de Acuíferos en España. Madrid 14–04–2011.
- Ortuño, F., Molinero, J., Custodio, E., Juárez, I., Garrido, T., Fraile, J. (2010a). Seawater intrusion barrier in the deltaic Llobregat aquifer (Barcelona, Spain): performance and pilot phase results. 21st SWIM. Ponta Delgada: 135–138.
- Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T., Custodio, E., Juárez, I. (2010b). Seawater intrusion control by means of an injection barrier in the Llobregat delta, near Barcelona, Catalonia, Spain. In: A. Zuber, J. Kania and E. Kmiecik, Groundwater Quality Sustainability. XXXVIII IAH Congress, Krakow, 267: 2263–2268. (CD printing).
- Ortuño, F., Custodio, E., Molinero, J., Juárez, I., Garrido, T., Fraile, J. (2012a). Seawater intrusion control by means of a reclaimed water injection barrier in the Llobregat delta, near Barcelona, Catalonia, Spain. In: P. Maloszewsky, S. Witczak, G. Malina. Groundwater Quality Sustainability. IAH, Selected Papers in Hydrogeology 17. CRC Press/ Balkema: 199–210.
- Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T., Custodio, E. (2012b). Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). Water Science and Technology, 66 (10): 2083–2089.
- Pascual, J.M., Bosch, X., Custodio, E., Iribar, V., Bayó, A. (1986a). Intrusión marina en calizas costeras: aplicación a Garraf Sur y Vandellós (Catalunya). Karst Euskadi–86. Diputación Provincial de Guipúzcoa. 1: 287–299.
- Pascual, J.M., Bosch, X., Custodio, E., Bayó, A. (1986b). Los acuíferos mixtos abiertos costeros: ejemplo de aplicación de la tipología de acuíferos en rocas carbonatadas: aplicación a los acuíferos de Garraf y Vandellós (Catalunya). II SIAGA, Granada, II: 403–412.
- Pascual, J.M., Custodio, E. (1988). Procesos hidrogeoquímicos en la zona de mezcla agua dulce–agua salada en el litoral del extremo meridional del macizo carbonatado de Garraf (Tarragona). SH, Palma de Mallorca. HRH. XI: 477–492.
- Pascual, M., Custodio, E. (1990). Geochemical observations in a continuously seawater intruded area: Garraf, Catalonia (Spain). In: B. Kozerski and A. Sadurski, 11th SWIM, Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 308–330.
- Pascual, J., Custodio, E., Galofré, A. (1992). Sea water intrusion hydrogeochemistry of the Garraf carbonate aquifer (Barcelona–Tarragona). 12th SWIM, Barcelona: 245–266.
- Peláez, M.D. (1983). Aplicación de los isótopos ambientales y de la composición química al estudio del movimiento de las aguas a través de los acuitardos del delta del río Llobregat. Tesis doctoral. Fac. Cien. Físicas, Universidad de Barcelona.

- Pelogia, P., Tomás, F. (1992). Estudio de la evolución de los niveles y la intrusión marina en la zona sobreexplotada de Tarragona (áreas Torredembarra-Creixell). Curso Internacional e Hidrología Subterránea (XXVI). Barcelona.
- PHPO (1985a). Modelo de simulación de los acuíferos del delta del Bajo Llobregat. Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental–Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona.
- PHPO (1985b). Propuesta de Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental–Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. Conjunto de informes internos no de difusión general.
- Rahola, M., Casas, E. (2003). Actualización hidrogeológica del acuífero del Bajo Tordera.. 37 CIHS. Barcelona.
- REPO (1971a). Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. Informe hidrogeológico sobre los depósitos aluviales del río Tordera. Servicio Geológico de Obras Públicas y Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona.
- REPO (1971b). Construcción, ajuste y utilización de un modelo matemático de los acuíferos del Bajo Llobregat. Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas, Barcelona: 1–130.
- Ribera Vallés, E. (2010). Estudio hidrogeológico del acuífero superficial y profundo del hemidelta derecho del Llobregat (Baix Llobregat, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 8 CIHS–d. Barcelona: 1-42+An.
- Sánchez Cubero, F., Queiroz, W.P. (2012). Estudio hidrogeológico del acuífero superficial del Delta del Llobregat y su conexión con el Valle Bajo (Baix Llobregat, Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea, 46 CIHS. Barcelona: 1-111+An.
- Santa María, L., Marín, A. (1910). Estudios hidrológicos en la cuenca del río Llobregat. Bol. Com. Mapa Geológico de España, Madrid: 31–52.
- Sanz, J., García, A., Miró, J. (2007). Tratamiento de las aguas del acuífero principal del delta del Llobregat para el consumo humano en el municipio de El Prat de Llobregat. III TIAC Almería, I: 1095–1104.
- Sanz, J., Molist, J., Montserrat, D., Salgado, B. (2017). Agua regenerada para usos industriales en el parque petroquímico de Tarragona. Industria Química, enero 2017: 62-67.
- Serra Raventós, J., Verdaguer Andreu, A. (1983). La sedimentación holocena en el prodelta del Llobregat. En: A. Obrador (ed.), X Congreso Nacional de Sedimentología, Maó, 2: 47-51.
- Simó, J.A., Gámez, D., Salvany, J.M., Vázquez–Suñé, E., Carrera, J., Barnolas, A., Alcalá, F.J. (2005). Arquitectura de facies de los deltas cuaternarios del río Llobregat, Barcelona, España. Geogaceta, 38: 171–174.
- Solé–Sabarís, L., Virgili, C. (1957). Llivret guide d'excursions: environs de Barcelona et Montserrat. V Congreso Internacional INQUA, Barcelona: 1–38.
- Soler, A.; Galofré, A., Otero, N., Corp, R. M., Masqué, P., Mas–Plá, J., García–Solsona, E. (2005). Cuantificación del aporte de aguas continentales a la planta desalinizadora de Blanes a partir de trazadores isotópicos. Jornadas Internacionales: De la Toma de Datos y la Realización de Modelos de Agua Subterránea a la Gestión Integrada. Alicante: 597–604.
- Soler, G. (2009). Actualización hidrogeológica de las planas cuaternarias de La Ametlla y de La Aldea–Ampolla (Baix Ebre – Tarragona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona

- Somoza, L., Barnolas, A., Arasa, A., Maestro, A., Rees, J.G. (1998). Architectural stacking patterns of the Ebro Delta controlled by Holocene high-frequency eustatic fluctuations, delta-lobe switching and subsidence. *Sedimentary Geology*, 117(1–2): 11–32.
- Teixidó, T., Martínez, P., Domènech, J. (1998). Evolución de la intrusión marina en el delta del río Tordera utilizando sondeos eléctricos verticales. I Asamblea Hispano-Portuguesa de Geodesia y Geofísica, Almería.
- Torras Vilches, B., Puigserver Cuerda, D., Pérez-Paricio, A. (2006). Gestió de les aigües subterrànies al Camp de Tarragona: elaboració i aplicació d'un pla d'ordenació d'extraccions. Jornades sobre les Aigües Subterrànies en la Gestió Integrada dels Recursos Hídrics. Barcelona. Edifici Vertex-UPC. ACA/FCIHS
- Torrens, J., Alfonso, P.L., López-Geta, J.A., Ramos, G., Azcón, A. (1987a). Nuevas aportaciones al conocimiento de la intrusión salina en los acuíferos del Camp de Tarragona. IV SH, Palma de Mallorca. HRH, XII, 207–222.
- Torrens, J., Alfonso, P.L., López-Geta, J.A., Ramos, G., Azcón, A. (1987b). La estructura geológica profunda del Campo de Tarragona. IV SH, Palma de Mallorca. HRH, XII, 193–207.
- Torrens, J., Alfonso, P.L., Flores, J., Ramos, G., López-Geta, J.A. (1988). La intrusión marina en el litoral Tarraconense. I TIAC, Almuñécar: 43–58.
- Tourís, R., Custodio, E. (1983). Nuevos conocimientos hidrológicos del Bajo Ebro. V Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. 4(III): 1819–1834.
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez Vila, X., Carrera J. (1999). Gestión de las aguas subterráneas en zonas urbanas. Conceptualización y modelización: Aplicación a Barcelona (España). II Congreso Argentino de Hidrogeología/IV Seminario Hispano-Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Santa Fe
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J.; Arandes R. (2006) ¿La explotación intensiva puede ser beneficiosa?: efectos del cese de la explotación intensiva en la ciudad de Barcelona. Symposium on Intensive Use of Groundwater. Valencia
- Vázquez-Suñé, E., Abarca, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, D., Pool, M., Simó, T., Nogués, A., Casamitjana, A., Niñerola, J.M^a, Ibáñez, X., Godé, L.I. (2004). Groundwater flow and saltwater intrusion modeling of the low valley and Llobregat delta aquifers. 18th SWIM, Cartagena: 693–705.
- Vázquez-Suñé, E., Abarca, E., Carrera, J., Capino, D., Gámez, D., Simó, T., Batlle, F., Niñerola, J.M., Ibáñez, X. 2006. Groundwater modelling as a tool for the European Water Framework Directive (WFD) application: The Llobregat case. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31: 1015–1029.
- Vila Planavila, I. (2016). El delta holocé de la Tordera i la plataforma continental adjacent. Tesis doctoral. Institut de Recerca de l'Aigua, Universitat de Barcelona: 1–177.
- Vilaró, F. (1967). Balance del aprovechamiento actual del Bajo Llobregat. Doc. Inv. Hidrológica no. 2. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona: 155–169.
- Vilaró, F., Custodio, E., Bruington, A. (1970). Sea water intrusion and water pollution in the Pirineo Oriental (Spain). American Soc. Civil Engineers, National Water Resources Meeting, Memphis, Tenn. January: 42 pp.
- Von Igel, W., Guimerà, J., Pérez, A., Torres, B., Vilanova, E. (2007). Caracterización hidrogeológica y modelo conceptual para la simulación numérica de los acuíferos del Camp de Tarragona (Cataluña, España). III TIAC, Almería, I: 207–218.
- Xu, T., Samper, J., Ayora, C., Manzano, M., Custodio, E. (1999). Modeling of non-isothermal multi-component reactive transport in field scale porous media flow systems. *J. of Hydrology*. 214: 144–164.

3.3 Los acuíferos costeros en la Comunidad Valenciana

3.3.1 Consideraciones generales

En la Comunidad Valenciana (CV), y en la Demarcación Hidrográfica del Júcar que la comprende mayoritariamente y se extiende a otros territorios, una parte importante del territorio contiene acuíferos de interés (Gómez Gómez, 2012). Es donde se produce una explotación más intensa de los acuíferos de toda España y donde la aportación relativa de estos en relación al total de los recursos de agua disponibles es mayor. La explotación de las aguas subterráneas aporta una proporción importante de los recursos de agua disponibles. La mayoría de los acuíferos costeros

de la Comunidad Valenciana están encuadrados en la Demarcación hidrográfica del Júcar (Xùquer) y son gestionados y planificados por La Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). En el extremo norte, una pequeña parte del territorio de la CHJ está en Cataluña (Montsià, Alcanar y una porción de la cuenca inferior del río de La Sènia) y otra pequeña parte sur costera de la provincia de Alicante (Alacant) de la CV corresponde a la Demarcación Fluvial del Segura (CHS). En la Figura 3.3.1.1 se muestran las diferentes áreas y la información esquemática sobre el estado de salinización.

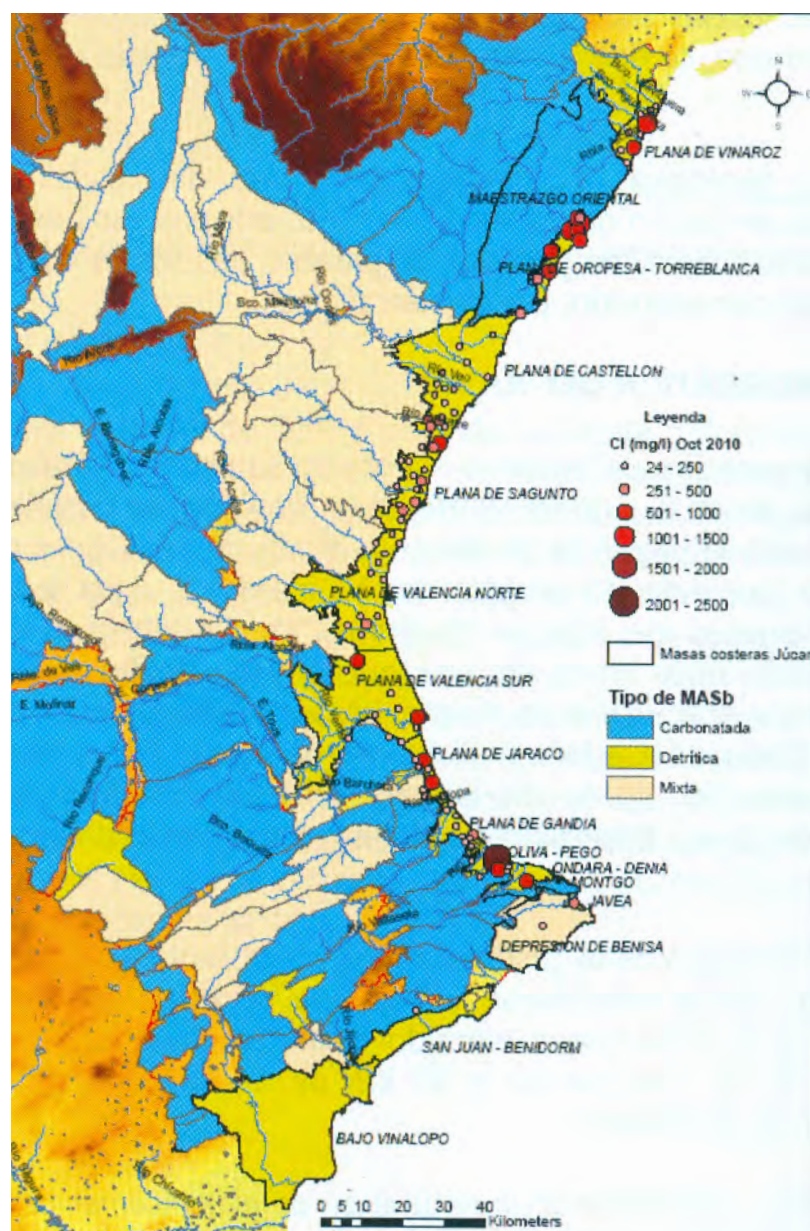


Figura 3.3.1.1 Ubicación de los acuíferos costeros de la Cuenca del Júcar y estado de salinización en octubre de 2010, según datos de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)



El número de pozos en la franja costera de 10 km de ancho es muy elevado (Figura 3.3.1.2).

Figura 3.3.1.2 Pozos en una franja de costa de 10 km de ancho (Fidalgo et al., 2007). La parte sombreada corresponde a las MASb costeras

En el Plan Hidrológico del Júcar 2009-2015 (PHJ, 2014) se identifican 90 masas de agua y 16 sistemas de explotación de recursos de agua: Cenia-Maestrazgo, Mijares-Plana de Castellón, Palancia-Los Valles (que incluye Sagunto), Turia, Júcar, Serpis (que incluye Gandía), Marina Alta, Marina Baja (que incluye Benidorm) y Vinalopó-Alacantí. Estos sistemas de explotación cubren desde el límite interior del conjunto de cuencas hasta el mar.

En cada sistema de explotación y en las MASb se han hecho los balances de agua superficial y subterránea con ayuda del modelo PATRICAL (Pérez-Martín, 2005), desarrollado en la Universidad Politécnica de Valencia. Dicho modelo de precipitación-escorrentía a escala mensual utiliza la misma metodología que el SIMPA. Considera recarga, relación río-acuífero, salidas al mar, transferencias entre masas subterráneas y aportación total a la red fluvial. No incluye aportaciones subterráneas a ríos o manantiales o determinadas por otros métodos que proporcionen una aproximación que sirva como calibración. Realmente son escasas las estaciones de aforos que recojan las aportaciones exclusivas de acuíferos o separables con cierta fiabilidad. Muchas de ellas están muy perturbadas por la explotación. Se obtienen los componentes del balance, que consideran retornos de riego. Pero su utilización sin clarificar su certidumbre, puede dar lugar a sesgos.

La CHJ dispone de una red de piezómetros en el ámbito de su demarcación, que está constituida aproximadamente por 280 piezómetros en los que se realizan

manualmente medidas mensuales o bimensuales del nivel del agua. El objetivo es el control para el análisis y seguimiento de la evolución cuantitativa de las masas de agua subterráneas. Existe una red operativa de piezometría, constituida por los puntos de control en los que actualmente se toman medidas con una periodicidad mensual o bimensual y una red básica integrada en la red operativa. Todos sus puntos de control disponen de una serie histórica como mínimo de 10 años, sin espacios de tiempo importantes en los cuales no se disponga de medida alguna. Los datos pueden encontrarse en:

<http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/Piezometria.aspx>

La red de control de la calidad química del agua subterránea está diseñada para evaluar el estado químico de las aguas subterráneas. Aunque no está específicamente diseñada para el control de la intrusión marina o de la salinización, también incluye puntos en zonas costeras en los que se miden diversos parámetros que están relacionados con la salinización. Véase:

<http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/RedesdeControl.aspx>

Desde ahí puede entrarse en las distintos programas de control: Vigilancia, operativo y control de zonas protegidas.

La red de intrusión marina actual comenzó en el año 2005, cuando se muestreaba en unos 40 puntos de control. Posteriormente ha experimentado un gran

crecimiento, llegando en a estar constituida por unos 100 puntos. No obstante, desde el año 2014, debido a la situación socioeconómica, la red ha quedado reducida a 15 puntos {CMC}. Se realizan muestreos semestrales de cloruros, conductividad eléctrica, nitratos, bicarbonatos y temperatura. Los datos están accesibles en: <http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/IntrusionMarina.aspx>

La evolución de la conductividad eléctrica en los puntos que representan las diferentes MASb se aporta como Anexo I a la respuesta al Cuestionario SASMIE preparado por {CMC} en nombre de la CHJ. Véase el Capítulo 10.

Como valoración general, la red de observación es poco representativa, con diseño en exceso uniforme y no contempla los lugares más conflictivos o la variabilidad de los acuíferos con cambios rápidos [IME]. No obstante, la CHJ ha ido mejorado las redes en sensibilidad y adquisición de conocimiento.

La Diputación de Alicante dispone de una red propia de observación de las aguas subterráneas en toda el área provincial, con algunos sondeos propios, pero mayormente pozos existentes. Hay 10 pozos con medida en continuo de la CE del agua extraída. En la Vega Baja hay algunos multipiezómetros [LRH, MFM y JAHB].

Casi todos los acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana tienen algún problema de salinización, con algunas excepciones, como las Planas de Valencia Norte y Sur. En las zonas más próximas al mar de la Plana de Valencia Sur hay problemas relacionados con la presencia de aguas antiguas hipersalinas [BBN]. En los acuíferos de tipo poroso, la salinización es de origen antrópico, mientras que en los kársticos es de origen natural y/o antrópico. Esto se manifiesta en el contenido en cloruros en los manantiales costeros del Maestrazgo (Maestrat), Alfaro–Segària, Almirall–Mustalla y depresión de Benissa. En este último caso, la salinidad es de origen natural, aunque potenciada por las explotaciones, y afecta a la mayor parte del sistema. Entre los otros procesos de salinización y afección a la calidad, están los excedentes de agua agrícola, la existencia de aguas antiguas o afectadas por la geología local en la Plana de Oropesa–Torreblanca, con excesos de K, Li y Sr, y en la Plana de Castelló por aporte de aguas sulfatadas de origen geológico. Para establecer normas de protección y de gestión es necesario identificar bien los procesos de salinización [IME].

Para el estudio de los procesos hidrogeoquímicos se ha constituido una unidad asociada entre el IGME y la Universidad Jaume I de Castellón, destinada a la investigación de los acuíferos costeros (UNIAC). En las Planas de Oropesa–Torreblanca, Sagunto y Castellón y Vinaròs–Peñíscola (Peñíscola) existen problemas de salinidad, en especial en la primera. El resto de las Planas litorales: Xeraco (Jaraco), Gandia, Oliva–Pego, Ondara–Dénia y Xàbia (Jávea), también tienen problemas importantes de salinización. La salinización fue un proceso especialmente intenso durante la sequía de mediados de la década de 1980, de modo que aguas extraídas no podían ser utilizadas ni para riego ni para consumo humano. Los principales problemas de intrusión marina en los acuíferos costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar son los de las Planas de Castelló y de Oropesa–Torreblanca y los de La Marina Alta [TEM].

En los acuíferos con salinización se observa, de manera general, una lenta mejora de la calidad del agua, debida a varios factores. En un primer momento fue consecuencia del descenso de las extracciones por el abandono de los pozos más salinizados y su sustitución por nuevas captaciones alejadas de la costa y/o en acuíferos interiores, como por ejemplo en Moncofa (Moncofar) y la Plana Xàbia. En consecuencia, los acuíferos muy salinizados mejoraron su calidad al acabar la sequía y disminuir las extracciones. Posteriormente, el desarrollo urbano e industrial de finales del siglo XX y principios del XXI ha provocado un paulatino cambio de usos en gran parte del territorio ocupado por estos acuíferos, de manera que extensas áreas agrícolas han pasado a ser urbanas e industriales, con el consiguiente descenso en la demanda para riego. Ejemplos notorios son las Planas de Castelló, Sagunt y Valencia Norte [BBN].

El conjunto de recursos de agua se trata con la herramienta de ayuda a la decisión Aquatool (Andreu et al., 1996), a la que se acoplan los acuíferos como un elemento discreto, en su caso evaluado con modelación numérica cuando está disponible. Parece que no se ha utilizado ningún modelo específico de alguno de los acuíferos para la elaboración del PHJ de 2015 (ASH). En los balances hidrológicos de los acuíferos costeros se incluye la descarga al mar (Tablas 3.3.1.1 y 3.3.1.2).

Tabla 3.3.1.1 Masas de agua subterránea (MASb) costeras de la Demarcación Hidrográfica del Júcar y términos de balance en hm³/año, según PHJ (2014)

E = entradas totales;

L = salida lateral, que mayoritariamente es al mar;

A = caudales ambientales (salida al mar, mantenimiento de manifestaciones hídricas);

D = recursos disponibles;

B = bombeo;

D/B = índice de explotación (adimensional);

EIM = estado a causa de la intrusión marina.

Sistema de explotación	MASb 080.XXX	Nombre	hm ³ /a						
			E	L	A	D	B	B/D	EIM
Sènia-Maestrat	107	Plana de Vinaròs	56,7	0	24,2	32,7	32,2	1,0	Malo
	109	Maestrat Oriental	222,6	136,4	62,0	24,2	19,4	0,8	Malo
Plana de Castelló	110	Plana de Oropesa-Torreblanca	54,4	0	25,3	29,1	28,1	1,0	Malo
	127	Plana de Castelló	165,3	0	354,4	110,8	129,2	1,2	Malo
Palancia-Les Valls	128	Plana de Sagunt	29,5	0	11,2	18,4	23,0	1,2	Malo
Júcar	141	Plana de Valencia N	119,5	0	37,6	81,8	48,8	0,6	Bueno
	142	Plana de Valencia S	245,8	0,2	52,2	173,5	48,5	0,3	Buenos
Serpis	151	Plana de Xeraco	34,1	0	8,3	25,8	11,1	0,4	Malo
	152	Plana de Gandía	22,1	0	10,7	11,4	15,2	1,3	Malo
	163	Oliva-Pego	22,6	0	4,0	18,6	19,0	1,0	Malo
	164	Ondara-Dénia	24,1	0	6,4	18,7	25,3	1,4	Malo
	165	Montgó	2,1	0	1,1	1,0	0,1	0,0	Bueno
Marina Alta	179	Depresión de Benissa	36,9	0,9	16,7	19,3	6,0	0,3	Bueno
	180	Xàbia	3,0	0	1,5	1,6	2,1	1,3	Malo
Marina Baixa	184	Sant Joan-Benidorm	13,5	0	8,0	5,4	1,9	0,3	Bueno
Vinalopó-Alicantí	190	Baix Vinalopó	35,6	1,1	12,4	22,1	0,7	0,0	Bueno

Tabla 3.3.1.2 Extracción, recursos e índice de explotación de las masas de agua costeras de la Demarcación del Júcar, según Fidalgo et al, (2007). El segundo número del código es el más reciente, después de retocar los límites de las MASb.

Código 080.XXX	Designación	Extracción total hm ³ /a, B	Recurso disponible hm ³ /a, D	Índice de explotación IE = B/D
007/107	Plana de Vinaròs	40,49	25,76	1,57
008/109	Maestrat Oriental	36,52	181,70	0,20
009/110	Plana de Oropesa-Torreblanca	25,39	29,76	0,85
021/127	Plana de Castelló	129,99	84,83	1,53
022/128	Plana de Sagunt	44,71	18,43	2,43
035/141	Plana de Valencia Norte	58,20	68,15	0,85
036/142	Plana de Valencia Sud	70,72	139,89	0,51
044/151	Plana de Xeraco	10,15	22,10	0,46
045/152	Plana de Gandía	25,59	30,35	0,84
055/163	Oliva-Pego	21,61	5,47	3,95
056/164	Ondara-Dénia	21,81	0,00	-
057/165	Penyó-Montgó-Bernia	9,40	23,73	0,40
068/179	Depresión de Benissa	14,65	29,89	0,49
069/180	Xàbia	1,53	1,40	1,09
073/184	Sant Joan-Benidorm	10,31	12,02	0,86
1079/90	Baix Vinalopó	9,51	14,87	0,64

La gestión de la intrusión marina en Castelló es un asunto al que se le está dedicando poca atención social, sin nuevos estudios de relevancia, ni tan solo geofísicos. Es debido en parte a que las afecciones por salinización de finales del siglo XX se han considerado por los usuarios reversibles sólo a largo plazo y de forma complicada. Por lo tanto no han atraído inversiones, además con la circunstancia de tener escasa observación y control [IME].

En el Plan Hidrológico del Júcar se ha puesto especial atención a la evaluación de las salidas de agua subterránea al mar y al balance de los acuíferos costeros [TEM]. Se considera que se tiene mal estado cuantitativo cuando el cociente entre recursos y extracciones es igual o superior a 1 y además la tendencia de nive-

les piezométricos es al descenso. En tales casos no se dan concesiones nuevas. Esto es una acción con repercusiones económicas y sociales y por tanto requiere la mayor atención, así como su replanteo en planificaciones posteriores si los datos y la mejora del conocimiento progresan. Las salidas al mar se han evaluado por modelación general con el modelo PATRICAL. En cada acuífero costero con descarga al mar se establece que se debe respetar un caudal de salida del 50% del natural, lo que disminuye los recursos disponibles. Una evaluación sencilla, pero más elaborada, ayudaría a tener balances más realistas para la toma de decisiones. En el apartado 5.3.3 del Anejo 5 y en el 4.3.4 del Anejo 12 de la Memoria del Plan Hidrológico del Ciclo de Planificación 2015–2021 se explica lo referente al tratamiento de los aspectos de intrusión marina.

Siguiendo PH del Júcar de 1998, para determinar el estado cuantitativo en cada una de las 16 MASb costeras se tiene en cuenta (Fidalgo, 2007; Ferrer, 2007): 1) que el índice de explotación IE (cociente entre los valores medios de las extracciones y los recursos) supere o no el valor 0,8 (8 MASb están en mal estado) y 2) el impacto de la intrusión marina en cuanto a la existencia de incumplimientos puntuales que superen el 75% del valor umbral de cloruros o el valor medio de la norma de calidad (9 MASb están en mal estado). Combinadas dan 4 MASb costeras en mal estado por ambos criterios, según el Anejo 12 de la memoria del 2º Ciclo de Planificación 2015-2021. Estas MASb son las de la Plana de Oropesa-Torreblanca, Plana de Castelló, Plana de Sagunt y Ondara-Dénia.

Las condiciones en la parte costera de los acuíferos se derivan en parte del mapa de isopiezas de toda la cuenca del Júcar. En el proceso de elaboración del mapa de isopiezas se ha tomado como principal referencia las lecturas de nivel obtenidas en los puntos de la red oficial de piezometría en la campaña de mayo de 2005 (hay datos más recientes, pero no parece que estén elaborados). Para trazar las isopiezas se ha interpretado la información de los niveles piezométricos con el apoyo de diversos datos hidrológicos procedentes de los estudios efectuados por la CHJ sobre las descargas subterráneas en manantiales, las relaciones río-acuífero y las cotas absolutas de presas y embalses.

El análisis inicial de los acuíferos costeros indica que los parámetros de cantidad y calidad suelen presentar una tendencia semejante en cada punto de control. Su análisis en detalle reviste cierta complejidad, ya que incluso un mismo acuífero puede presentar distintas tendencias según zonas o sectores, por lo que no es fácil la definición de patrones generales que caractericen su evolución temporal. Algunas posibilidades de estudio propuestas son:

- a) Aplicar en cada punto de control un análisis de regresión lineal a los pares de valores de cloruros – conductividad eléctrica obtenidos en cada campaña de muestreo, considerando por separado los resultados de la red de calidad y los de la red de observación de la intrusión.
- b) Determinar, para cada punto de control, el grado de semejanza existente entre los valores de un parámetro (cloruros o conductividad eléctrica) de la red de intrusión y de la red de calidad, mediante el análisis de regresión lineal de los pares de valores para fechas de muestreo comparables.

Dada la complejidad del proceso de intrusión y las características de los datos disponibles, hasta el momento no se han identificado patrones generales de evolución para la caracterización de la intrusión marina que correlacionen las variaciones medias anuales de piezometría y los correspondientes valores físico-químicos.

El análisis previo de la información para los parámetros indicadores del estado cuantitativo y químico de la intrusión marina en la cuenca resulta de interés en tres aspectos:

- caracterización de los valores máximos y mínimos registrados históricamente en cada masa, así como su magnitud con respecto al resto de masas de la franja litoral,
- análisis de las tendencias evolutivas de los valores históricos y de las limitaciones inherentes a las series registradas.
- identificación de las masas en las que es necesario incrementar el número de puntos de control del estado cuantitativo y químico de la intrusión salina y optimizar el diseño de las redes en el marco de los trabajos de planificación hidrológica, conforme a las obligaciones de las Directivas europeas.

A falta de estudios de detalle y de contenido en Cl de las aguas subterráneas en todas las áreas costeras, el posible impacto de la intrusión marina es algo que se deduce de los datos piezométricos. Se considera afección o riesgo de afección cuando el nivel piezométrico en un punto queda bajo el nivel del mar durante el periodo de tiempo considerado o cuando, a partir de los mapas piezométricos, en el borde costero aparecen zonas deprimidas respecto al nivel del mar. Estas MASb son las que se muestran en la Figura 3.3.1.3 en cuanto a las presiones y en la Figura 3.3.1.4 en cuanto a la calidad, en este caso salinidad. El PHJ (2014) considera que no hay riesgo de intrusión marina en las MASb estudiadas que limitan con el mar: Maestrat (Maestrazgo) Oriental, Penyó (d'Ifac)-Montgó-Bernia y Baix Vinalopó, aunque pueden haber aguas salinas de origen natural.

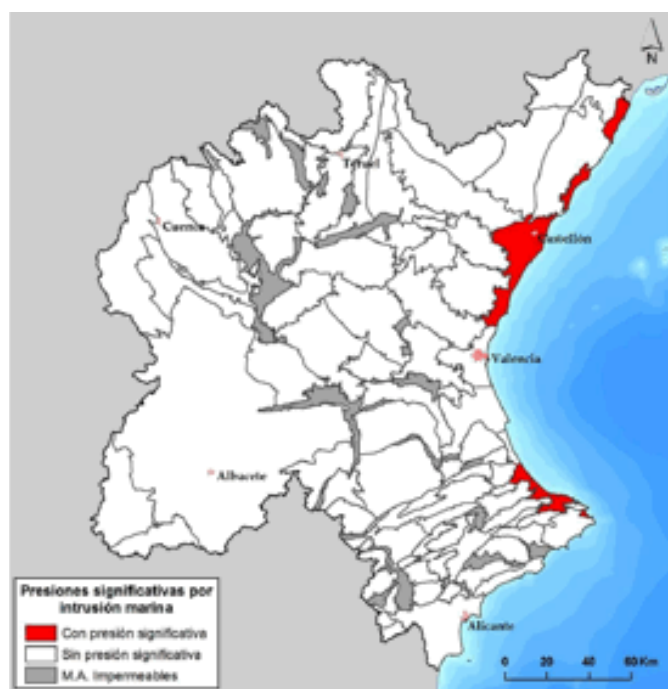


Figura 3.3.1.3 MASb con presiones significativas por intrusión marina (PHJ, 2014)

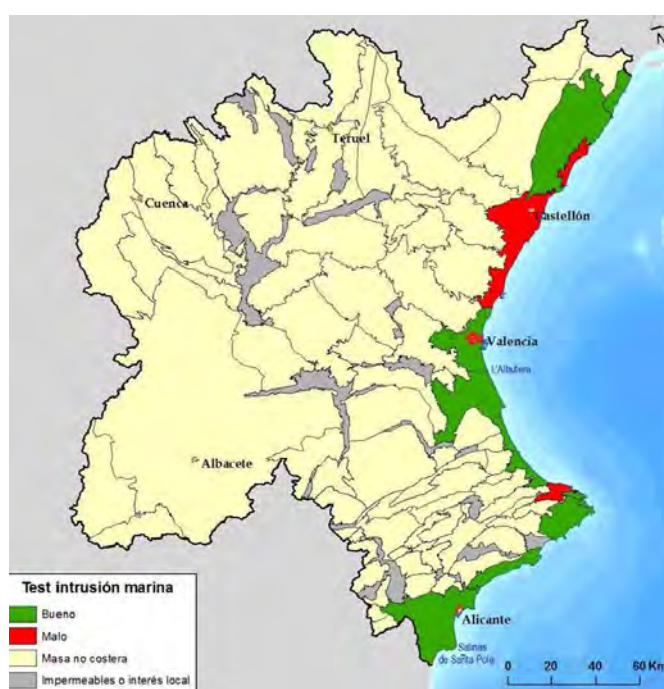


Figura 3.3.1.4 MASb en mal estado cuantitativo según el test de intrusión marina (PHJ, 2014, Memoria, Anejo 15, fig. 184, p 228)

Se han caracterizado las presiones que soportan las MASb y que pueden afectar al proceso de intrusión marina, a partir del índice de explotación y del índice de densidad de captaciones en la franja costera, como se expone en Fidalgo et al. (2007). El recurso de agua disponible se considera, según dice la DMA (artículo 2.27), como “el valor medio interanual de la tasa de recarga total de la masa de agua subterránea, menos el flujo interanual medio requerido para conseguir los objetivos de calidad ecológica para el agua superficial asociada para evitar cualquier disminución significativa en el estado ecológico de tales aguas y cualquier daño significativo a los ecosistemas terrestres asociados”. Esto ha requerido determinar el volumen de descarga de aguas subterráneas a los ríos, manantiales o al mar necesario para satisfacer las demandas ambientales.

El recurso renovable se calcula sumando la recarga por la lluvia, desde los cauces, por retorno de regadíos y el 80% de las entradas laterales subterráneas desde de otras MASb. El volumen ambiental es la suma del caudal ecológico o mínimo en las descargas de aguas subterráneas a los cauces y a las zonas húmedas y el 80% de las descargas subterráneas laterales a otras MASb. Para determinar el recurso disponible en cada MASb se ha considerado que el volumen ambiental no puede superar el volumen del recurso renovable. Todas estas determinaciones tienen una notable incertidumbre, que no se explicita.

En tanto no se disponga de datos de mayor detalle, se ha utilizado como indicador de la presión de intrusión marina la densidad de puntos de agua inventariados que se sitúan en la franja costera de 10 km de ancho a partir de la línea de costa. La presión se ha considerado significativa cuando se tiene más de un punto de extracción cada 2 km².

En las MASb costeras se encuentran humedales de interés, que se relacionan a continuación por el número de la MASb (* indica que están catalogados como masas de agua en el Plan Hidrológico del Júcar y se dispone de información sobre su estado y evolución):

- 080.107. Plana de Vinarós: Marjal de Peníscola.
- 080.127. Plana de Castelló: Desembocadura del río Millars (Mijares); Marjal de Nules–Borriana; Marjal y Estanys d’Almenara (compartido con 080.128).
- 080.128. Plana de Sagunt: Marjal y Estanys d’Almenara(*) (compartido con 080.127); Marjal dels Moros(*).
- 080.141. Plana de Valencia Norte: Marjal de Rafalell y Vistabella(*); Albufera de Valencia(*) (compartido con 080.142)
- 080.142. Plana de Valencia Sur: Albufera de Valencia(*) (compartido con 080.141); Marjal y Estanys de la Ribera sur del Júcar; desembocadura del Júcar(*).
- 080.152. Plana de Gandia: Ullal de l’Estany del Duc.
- 080.184. Sant Joan–Benidorm: no hay ninguno.
- 080.190. Baix Vinalopó: Saladar d’Aigua Amarga; Els Bassars–Clot d’en Galvany(*); Salines de Santa Pola(*);
- Els Carrissars d’Elx.

Todos los lagos y humedales pertenecen al Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana. <http://www.citma.gva.es/web/espacios-protegidos/catalogo-de-zonas-humedas>

El documento de síntesis para el seguimiento del Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar de 2007 define los volúmenes medioambientales de cada masa de agua subterránea como la suma de los volúmenes ecológicos (de mantenimiento de caudales en el caso de cauces fluviales), de salidas al mar y para zonas húmedas. Previamente (2004) se consideraba también como restricción ambiental para cada unidad hidrogeológica un valor igual al 80% de las descargas laterales (transferencias laterales subterráneas) a las unidades hidrogeológicas contiguas, ya que estas descargas laterales

constituyen, en ocasiones, una proporción significativa del recurso disponible en esas otras unidades hidrogeológicas. Esos volúmenes se asimilan a los caudales mínimos para mantener en una posición estable la interfaz agua dulce-agua salada en los acuíferos costeros, para lo que se requiere mantener una cierta descarga al mar. En los artículos 28 a 36 de la Normativa del Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar de 1997 se decía que “a falta de estudios más detallados” se establece el volumen mínimo de la descarga para “mantener estable la interfaz agua dulce-agua salada”, pero no se especificaba la metodología utilizada para su determinación.

Las restricciones ambientales de las MASb costeras se relacionan en la Tabla 3.3.1.3.

Tabla 3.3.1.3 Restricciones ambientales de las MASb costeras, según el PHJ (2015).

Código MASb	Nombre MASb	Salidas a humedal (hm ³ /año)	Salidas a río (hm ³ /año)	Salidas a mar (hm ³ /año)	Total restricciones (hm ³ /año)
008.107	Plana de Vinaròs	4,5	0,0	26,4	30,9
008.109	Maestrat Oriental	4,1	0,8	71,7	73,5
008.110	Plana de Oropesa-Torreblanca	4,8	0,0	12,5	17,3
008.127	Plana de Castelló	0,6	7,1	38,3	46,0
008.128	Plana de Sagunt	3,0	0,0	8,3	11,3
008.141	Plana de Valencia Norte	15,2	4,0	23,5	42,7
008.142	Plana de Valencia Sud	30,5	5,4	27,4	63,3
008.151	Plana de Xeraco	4,7	0,0	4,7	9,4
008.152	Plana de Gandía	0,0	0,1	12,2	12,3
008.163	Oliva-Pego	3,3	0,0	0,7	4,0
008.164	Ondara-Dénia	0,0	1,1	1,1	2,2
008.165	Montgó	0,0	0,0	1,2	1,2
008.179	Depresión de Benissa	0,0	0,8	16,5	17,3
008.180	Xàbia (Jávea)	0,0	0,0	1,5	1,5
008.184	Sant Joan-Benidorm	0,0	1,6	2,6	4,2
008.190	Baix Vinalopó	3,0	1,2	10,4	14,6

Actualmente, según el PHJ, las salidas al mar son suficientes en la mayor parte del frente costero salvo en puntos concretos, aunque se puede prever un mayor riesgo en el futuro si se intensificase la explotación de los acuíferos.

En primera aproximación, en las áreas más intensamente afectadas por intrusión marina se ve necesario reducir los volúmenes de explotación y no se debe permitir la existencia de niveles por debajo del nivel del mar, como en parte de la Plana de Castelló, aunque puede ser una regla en exceso restrictiva en cuanto a los recursos extraíbles.

Por cálculo del flujo o por balance de agua del acuífero es posible estimar el rango de caudales de descarga al mar, aunque con notable incertidumbre, incluso en casos estacionarios. Si los niveles piezométricos tienden a descender, no existe tal estado estacionario. En áreas con régimen pluviométrico notablemente variable estacional e interanualmente, como es el caso del litoral mediterráneo, la recarga puede variar mucho de unos periodos a otros. En el caso de acuíferos pequeños, el estado de intrusión marina lateral o por ascenso salino puede modificarse con cierta rapidez. En estas condiciones, los balances hídricos realizados para largos periodos de tiempo son sólo indicativos, y las estimaciones tienen coeficientes de variación muy elevados. Se pueden establecer balances de agua para cortos periodos de tiempo, pero las notables reservas de muchos acuíferos costeros pueden distorsionar la relación causa-efecto entre los eventos de recarga, la explotación y las salidas al mar.

Como los mecanismos de flujo, las características hidrogeológicas y la explotación no son homogéneos en el espacio, la entrada lateral subterránea no es uniforme y puede no producirse en algunos sectores. Así, los balances de agua deberían ser por unidades bien delimitadas hidrogeológicamente.

La determinación de la posición de la interfaz agua dulce-agua salada puede ser aceptable si se dispone

de acceso directo hasta la misma, pero presenta serias dudas si se calcula a partir de medidas piezométricas. La estimación de caudales subterráneos de salida al mar puede hacerse en primera aproximación estableciendo rangos más o menos amplios en función de la calidad de los datos de partida y de las variaciones naturales.

En la Cuenca del Júcar se ha elaborado el concepto VER (volumen ecológico de remediación) (Renau-Pruñonosa, 2013; Renau-Pruñonosa et al., 2014; 2016), para maximizar la explotación del acuífero bajo unas ciertas restricciones, como las "ecológicas" de descarga al mar. Se describe en la Sección 7.10 del Capítulo 7. Se ha aplicado a la Plana de Oropesa-Torreblanca.

Para la clasificación de los acuíferos costeros según salinidad, evolución y variaciones estacionales, se ha propuesto del método SITE, que usa una letra y un dígito y tiene una sistemática que obliga a considerar a todos los componentes en cada caso. Se ha aplicado a 5 acuíferos. Se comenta en La Sección 7.10 del Capítulo 7.

Hay pozos ilegales de los que no se tienen datos. Su control se ha manifestado difícil. Sólo se ha llegado a clausurar uno pozo en Almenara, pero no por ilegal sino por afectar a una zona húmeda próxima: el Estany d'Almenara.

En las provincias de Castelló y Valencia no hay plantas de desalinización de agua marina en operación (las plantas de Oropesa y Moncofa no funcionan) ni de desalobración de aguas subterráneas, pero las hay en la provincia de Alicante. La reutilización de aguas residuales tratadas para riego agrícola está bien desarrollada en la Plana de Valencia y en el entorno de Alicante, pero no en la Plana de Castelló.

En los estudios y bases de datos de la Universidad y de la Administración del agua hay abundantes datos que no se han elaborado todavía por falta de medios [IME].

3.3.2 Acuíferos costeros de la provincia de Castelló

El **Maestrat (Maestrazgo)** es una vasta región montañosa de 2400 km² que abraza la **Plana de Vinaròs**, cuyas formaciones le hacen de substrato, de forma similar a lo que sucede con los Ports de Beseit-Tortosa respecto a la Plana de La Galera. En cierta forma unos son continuación de los otros. La Plana de Vinaròs está

limitada en su lado N por el Monsià y en su lado S por la Serra d'Irta y se extiende a lo largo de la costa entre ambas. Comprende desde Alcanar hasta el peñón de Peníscola (Peñíscola) y en la misma se asientan las poblaciones de Alcanar y Benicarló.

La precipitación media es de 1500 hm³/año, de los que se estima que 370 hm³/año recargan al sistema. Buena parte de la descarga se realiza por el frente costero de la Sierra de Irta. Los manantiales de descarga (Badum, Alcossebre y Prat de Peníscola) tienen salinización natural, llegando a 3,5 g/L Cl en estiajes. La salinidad en el acuífero puede penetrar notablemente tierra adentro. Un pozo profundo, de entre los perforados en épocas pasadas por el INC, a unos 2 km de la costa, se salinizó durante un ensayo de bombeo.

Se produce una notable extracción de agua subterránea para agricultura y para abastecimiento urbano cerca de las poblaciones (Grima et al., 2012). En 1975, el Grupo de Trabajo para la evaluación de los recursos hidráulicos de la provincia de Castellón, en el Estudio Hidrológico de los Llanos de Vinaroz, (CHJ, 1976), estimaba una extracción de unos 65 hm³/año en la Plana de Vinaròs y el Maestrazgo Oriental, sin contar los bombeos de Alcanar. El PHJ de 2015 indica unos 52 hm³/año. Esta captación produce problemas de intrusión marina, aunque también existen aguas salobres naturales en el entorno de Peníscola (Bayó et al., 1992).

Se han realizado estudios de detalle del conjunto y con vistas a las formaciones carbonatadas mesozoicas profundas (Ballesteros et al., 2007; Marina, 2006; Mejías et al., 2008). Los niveles piezométricos en la Plana de Vinaròs (Figura 3.3.2.1) son relativamente profundos ya que las formaciones tienen alta transmisividad y el terreno una elevada pendiente al ser sus formaciones superiores el resultado de la coalescencia de notables conos aluviales terciarios y cuaternarios de materiales groseros. En el interior existen algunos pozos que se acercan o alcanzan los 1000 m de profundidad. La parte susceptible de intrusión marina es una franja costera de algunos km de anchura. El área ha sido estudiada también por geofísica para reconocimientos profundos (Plata y Riveira, 2007, Rubio Sánchez-Aguililla et al., 1995).

La Plana de Vinaròs recibe una parte importante de la recarga por transferencia del Maestrat, de forma similar a la Plana de La Galera respecto a los Ports de Beseit-Tortosa. Para estimar la recarga se ha aplicado el método APLIS (Andreo et al., 2007), pero para mayor detalle se pueden extrapolar los cálculos realizados en los Ports de Beseit -Tortosa (Espinosa et al., 2014).

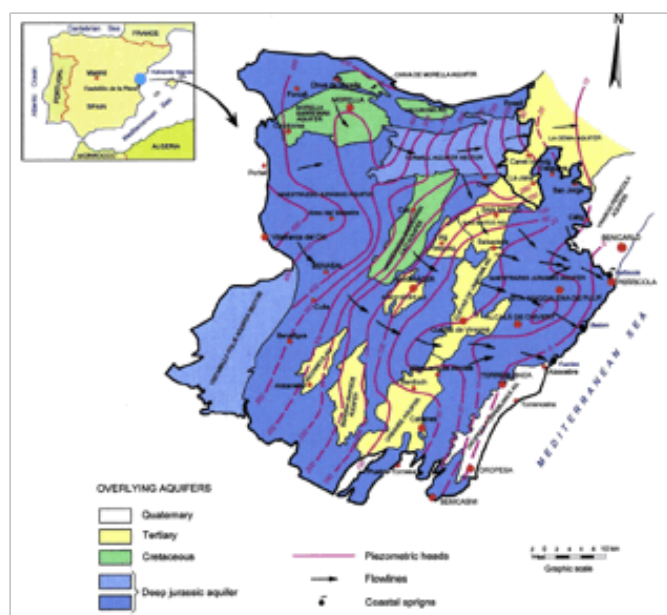
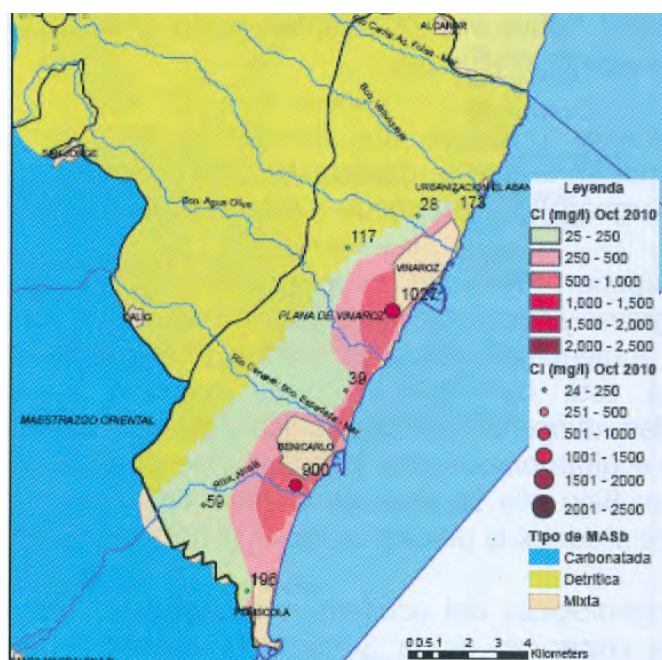


Figura 3.3.2.1 Piezometría del Maestrat, entre Vinaròs y Benicarló (Mejías et al., 2008)

En 1999 ya se apuntaban aumentos de salinidad en el entorno de las localidades de Vinaròs y Benicarló, con valores hasta 1,5 g/L Cl, que se han ido acentuando progresivamente y que contrastan con el valor de fondo de 50 a 100 mg/L Cl, como muestra la Figura 3.3.2.2. En el área costera de La Plana de Vinaròs, en especial cerca de los humedales de Peníscola, se aprecian variaciones hidroquímicas estacionales que muestran procesos de aumento y descenso de la salinidad, acompañados por los esperables procesos de cambio iónico.

Figura 3.3.2.2 Distribución del contenido en ion cloruro en la Plana de Vinaròs en octubre de 2010, según datos de la red de intrusión marina de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)



Una parte de los recursos de agua del Maestrat descarga de forma concentrada por el contacto costero de la Serra d'Irta, en forma de manantiales costeros litorales y submarinos, tanto en el lado N, en Peníscola, como en el S, en Alcossebre. Anecdóticamente, en el propio peñón de la península de Peníscola, dentro de las murallas del castillo medieval, fuertemente fortificado, en el basamento de la muralla frente al istmo aflora un manantial que permitía que la población pudiese soportar largos asedios sin que les faltase el agua de suministro (Bayó et al., 1992). Este manantial aún está en uso.

Según el Grupo de Trabajo antes mencionado (CHJ, 1976), un pozo profundo en Benicarló con una salinidad alta influía en la mayor salinidad de pozos próximos. También se hacía referencia a pozos profundos que cortaban calizas con salinidad alta. En Diciembre de 1974, en un año calificado como seco, en el drenaje principal de una serie de fuentes en Peníscola, la CHJ aforó un caudal de 700 L/s (22 hm³/año) y estimó unas posibles salidas anuales del orden de 30 hm³/año.

La descarga de agua continental al mar por la Serra d'Irta ha sido estudiada en detalle (Serrano Orts et al., 1995), tanto mediante termografía infrarroja aerotransportada de la franja marina (Antón-Pacheco et al., 2007) (Figuras 3.3.2.3 y 3.3.2.4), como de carácter químico (Ballesteros et al., 2012; Domínguez y Ballesteros, 2011; García-Solsona et al., 2010), como la detección del alto contenido en isótopos del Ra y del Rn de las aguas subterráneas respecto a las marinas (García-Orellana et al., 2006), según se esquematiza en las Figu-

ras 3.3.2.5 y 3.3.2.6. Los reconocimientos realizados muestran que 1/3 del agua costera litoral es salobre. La descarga al mar se estima en 25 a 60 hm³/año.

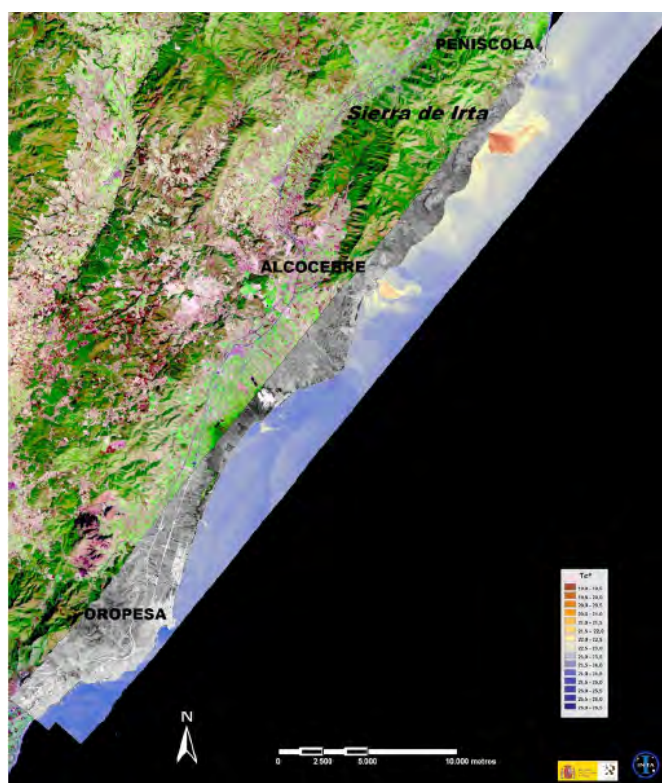


Figura 3.3.2.3 Cartografía de la temperatura de la superficie del mar a partir de imaginería infrarroja aerotransportada a 1370 m de altitud en la noche del 21 de junio de 2006. Se identifican descargas en Torre Badum, Les Fonts d'Alcossebre y Peníscola (Antón-Pacheco, 2007, y material adicional en la web).

Figura 3.3.2.4 Perfiles de salinidad paralelos a la costa a distintas distancias, entre Alcossebre y Peníscola, y su relación con los manantiales costeros conocidos que se manifiestan como penachos de color rojizo-amarillento en las imágenes infrarrojas de mayo de 2006 (Antón-Pacheco et al., 2007).

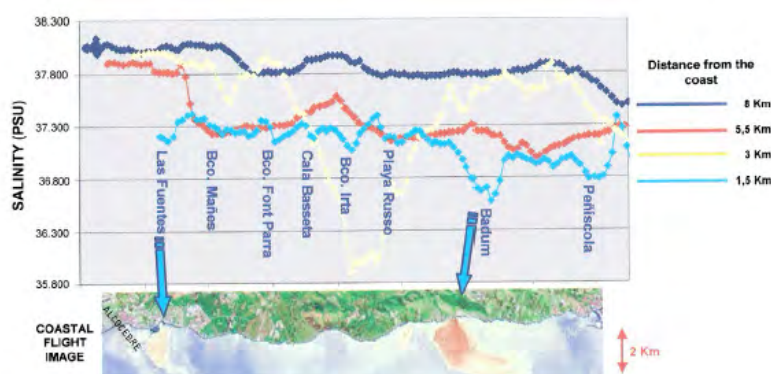


Figura 3.3.2.5 Bloque diagrama de la descarga de flujos de agua en la marjalería al N de Peníscola (García-Orellana et al., 2006)

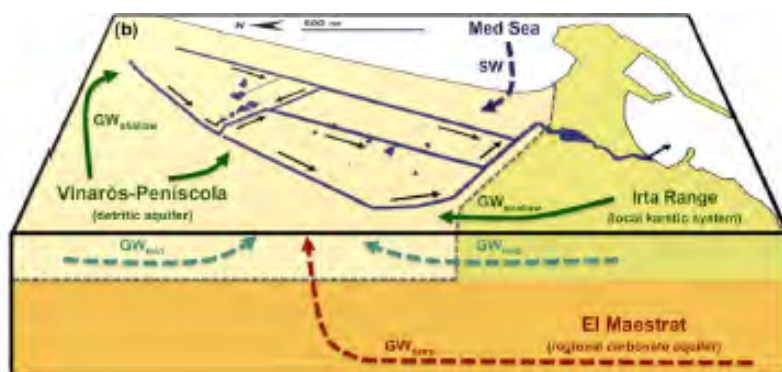
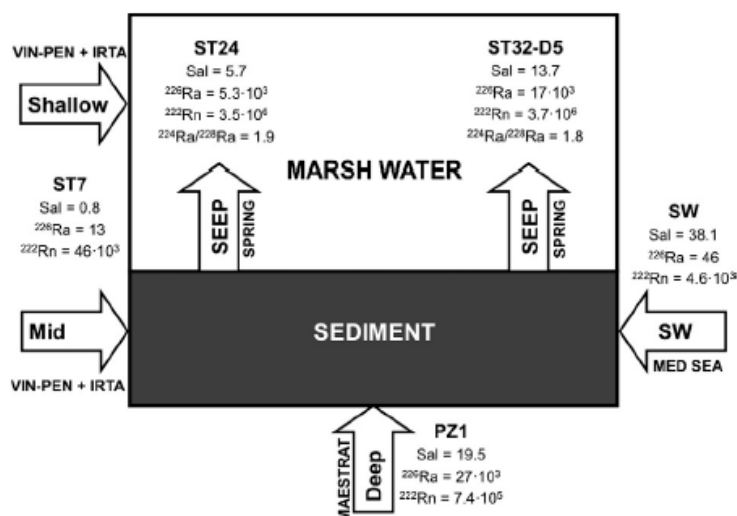


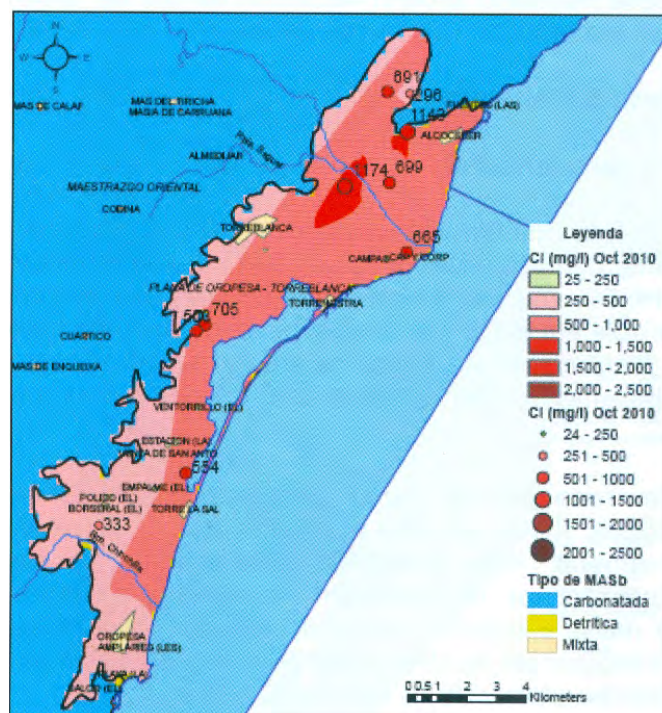
Figura 3.3.2.6 Representación esquemática de los flujos de agua a la marisma de Peníscola con indicación de la salinidad y las concentraciones de ^{226}Ra y ^{222}Rn en dpm/100L (García-Orellana, 2006). Los flujos proceden del Maestrat, Mar Mediterráneo y parte superior e inferior de un sondeo de observación. La descarga se midió en dos sondeos.



La **Plana de Oropesa-Torreblanca** tiene 90 km² de superficie. Está formada por sedimentos pliocuaternarios sobre un basamento mesozoico que aflora en su contorno continental y cierra sus extremos sobre el mar. Tanto el relleno sedimentario como el zócalo contienen formaciones acuíferas: gravas y arenas con niveles de arcillas en el relleno sedimentario y carbonatos fracturados en el zócalo. Los niveles piezométricos están próximos al nivel del mar a lo largo de la costa, en especial en la marjalería de su parte norte y en el área de desarrollo urbano y turístico del sur (Figura 3.3.2.7).

La salinidad del agua subterránea tiende a ser elevada, más que lo esperable respecto al valor de fondo. En lugares costeros se supera 1 g/L Cl. Las diferencias estacionales en determinadas áreas se pueden explicar por la variable influencia de los conos salinos ascensionales, según el estado de bombeo (Aragón Beltrán y Sahuquillo Herráiz, 1976). En los cambios estacionales se producen los cambios iónicos esperables en los procesos estivales de aumento de salinidad (endurecimiento) y en los procesos invernales de disminución de salinidad y ablandamiento (Giménez y Morell, 1997; Giménez-Forcada et al., 1995).

Figura 3.3.2.7 Distribución del contenido en cloruro de las aguas subterráneas en la Plana de Oropesa-Torreblanca en octubre de 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)



El principal factor de cambio de cara al futuro es el de uso del territorio, si se llevasen a cabo los proyectos de transformación de terrenos agrícolas en urbanos y vacacionales. Para cubrir de déficit de agua se ha construido la planta desalinizadora de agua del mar de Oropesa, para producción nominal de 24 hm³/a. No ha entrado en funcionamiento al no existir los potenciales usuarios turísticos, ya que el coste es excesivo para el abastecimiento de las poblaciones del área. El regadío pasaría a hacerse mediante aguas residuales urbanas regeneradas. Esto supondría reducir en 10 a 12 años el estado de intrusión marina al 80% en el área S y al 40% en el área N y en 25 años el retorno a la situación natural.

La Plana de Castelló es una llanura aluvial costera de 490 km² en la que se desarrolla agricultura intensiva

y una notable actividad turística. Tiene unos 300,000 habitantes permanentes. Está entre las elevaciones de la Serra del Desert de Les Palmes y la Serra d l'Espadà y el Mar Mediterráneo. Tiene clima semiárido, con periodos marcados de sequía y lluvias torrenciales ocasionales. En su parte N está cruzada por el único río permanente, el río Millars (Mijares), que abastece a la agricultura en su área de influencia. La principal fuente de agua para todos los usos es el agua subterránea, en especial en la mitad sur, explotada intensivamente desde 1960 y en especial desde 1970. Se han hecho estudios de la posibilidad de recarga artificial (Esteller et al., 1989), pero no se han aplicado.

La Figura 3.3.2.8 muestra la piezometría en mayo y octubre de 1999, en m snm.

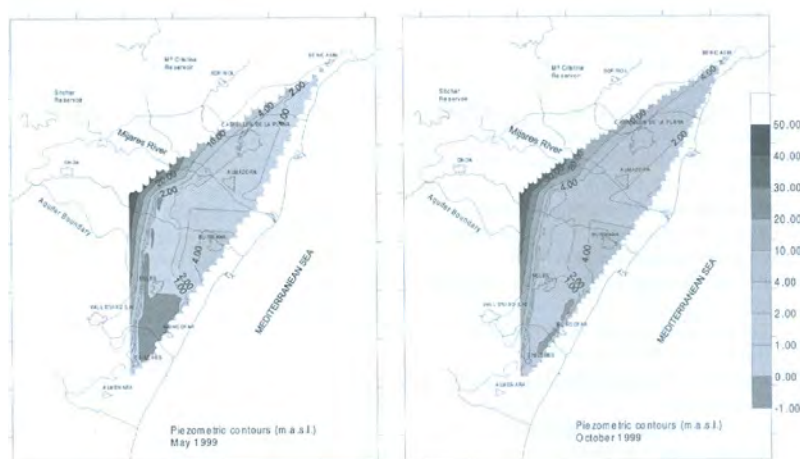


Figura 3.3.2.8 Piezometría en mayo y octubre de 1999, en m snm (Giménez-Forcada et al., 1995).

La construcción de pozos, inicialmente excavados, ha sido tan importante para la economía rural del área, que se refleja en un monumento al agricultor, situado junto a la carretera de acceso a la población de Vila-Real, en el que se representa a un agricultor excavando un pozo (Figura, 3.3.2.9).

Figura 3.3.2.9. Monumento al labrador en Vila-Real. Se le representa a través de su esfuerzo para excavar un pozo, que ha sido la fuente de riqueza del regadío local. Al pie del monumento está esculpido “Al llaurador del nostre poble, l’home que foradant les dures penyes, fent eixir al sol les aigües, convertí en horta hermosa el secà dels nostres pares” (al labrador de nuestro pueblo, el hombre que perforando la duras rocas, haciendo salir las aguas, convirtió en huerta hermosa el secano de nuestros padres)



En la Plana de Castelló se ha producido una renovación del sistema de regadío, pasándose de dotaciones de riego de 8000 a 10000 m³/ha/a (9000 m³/ha/a como cifra más frecuente) a los 4200 m³/ha/a actuales, principalmente para cítricos. Aunque existen algunas nuevas parcelas en los bordes del área, poco significativas, en general se ha reducido la superficie de cultivo. En parte es debido al abandono del orden del 20% de los pozos, por alta salinidad del agua sumada a la mayor ocupación territorial por asentamientos urbanos, industriales y de vías de comunicación. La demanda de agua agrícola en las Planas de Castelló y de Oropesa-Torreblanca es hoy el 40–50% de lo que llegó a ser y eso ya ha conllevado una mejora de la salinidad. Los mayores problemas acontecieron en la década de

1980; en 1990–1995 ya se inició la recuperación, que actualmente es notoria. Sin embargo, esta mejora en la salinidad no se corresponde con la debida a la contaminación agrícola, ya que tienen mecanismos distintos. La Plana de Castelló ha mejorado mucho en cuanto a salinidad. En 1980, los problemas de salinidad llegaron a afectar a los pozos de abastecimiento municipales del área del Millars (Mijares), Borriana y Vila-Real, pero no se han vuelto a repetir. El escenario futuro es el de una reducción de las extracciones y la posible recarga artificial allí donde sea posible realizarla.

La Figura 3.3.2.10 muestra un bloque diagrama que representa el modelo conceptual de la Plana de Castelló.

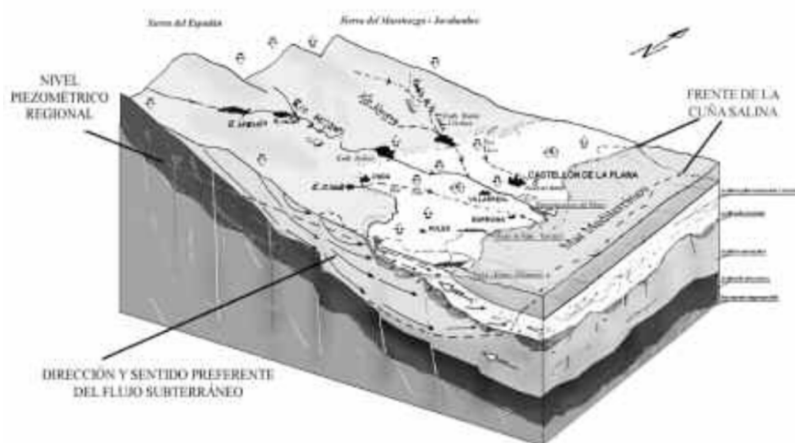


Figura 3.3.2.10 Bloque diagrama que representa el modelo conceptual del acuífero costero de la Plana de Castellón, según Fidalgo et al. (2007)

Para el funcionamiento hídrico de la Pla de Castelló tiene especial importancia el sistema del río Mijares. Tiene tres embalses: Arenós en la cuenca alta, con 100 hm³ de capacidad útil, Sitjar (Sichar) aguas abajo en el río principal, con 50 hm³ y el de María Cristina en la Rambla de la Viuda, que es un cauce efímero afluente por la izquierda del río Millars, con 28 hm³. Los dos últimos embalses están contruidos en calizas kársticas y tienen filtraciones importantes, del orden de 45 millones de hm³/año en media, que recargan el acuífero de La Plana de Castelló. Como bajo el río Millars el nivel freático está entre 20 y 40 m por debajo del cauce, también recarga el acuífero con una cantidad análoga de agua. Aproximadamente un tercio de los riegos en la zona costera se hacen con agua superficial mediante las acequias tradicionales, que proceden de la Edad Media, otro tercio se riega con aguas subterráneas, con las que también se satisfacen las demandas urbanas e industriales y el tercio restante se usa de forma alternante según la disponibilidad de agua superficial. Las variaciones de almacenamiento son del orden de 700 hm³, lo que permite la utilización de un porcentaje muy alto de las aportaciones medias anuales del río. El esquema de operación era por consenso entre los usuarios y se estableció considerando el agua almacenada en los embalses. Se aprobó definitivamente en 1973 en el llamado convenio del Mijares (Sahuquillo y Cassiraga, 2010; Sahuquillo 2017).

Los retornos (excedentes) de los riegos tradicionales con aguas superficiales en la zona costera producen una recarga del acuífero, con la consecuente sobreelevación de niveles que lo protege de la intrusión de agua del mar. En el sur del acuífero, donde no existen riegos con agua superficial, no existe esa protección y hay intrusión marina de cierta importancia.

En los años húmedos aumentan la recarga de lluvia y la disponibilidad de agua superficial, con lo que se incrementan las infiltraciones en los embalses y en el río y en algunos pequeños cauces efímeros. En periodos secos son mayores los bombeos y menores las recargas del acuífero. En el acuífero hay intrusión en su extremo sur en la zona de Moncofa, que no está dominada por las acequias de riego tradicionales.

Hay que analizar con cuidado, en esta y otras áreas costeras de la cuenca del Júcar, el resultado del revestimiento de acequias y la transformación de los riegos tradicionales a riego localizado. Con ello, no solo se disminuye la recarga de los acuíferos por las pérdidas en las acequias, sino que también puede aumentar la

extracción por bombeo en alguna zona próxima al mar. En algunas áreas se han cambiado los cultivos tradicionales por otros que requieren menos riego.

En la Plana de Castelló se han realizado estudios y consideraciones sobre los procesos de salinización (Morell, 1985; 1989; 2003), con énfasis en los aspectos hidrogeoquímicos de iones mayoritarios y traza (Giménez, 1994; Fidelibus et al., 1992; Giménez-Forcada y Morell Evangelista, 1988a; Giménez Forcada et al., 1995; Morell et al., 1988; 1996; Renau-Llorens, 2010) y mediante la consideración de iones minoritarios (Giménez y Morell, 1991), como el boro y su composición isotópica (Giménez y Morell, 1992; Giménez-Forcada y Morell-Evangelista, 2008b) y el bromuro y los isótopos del estroncio (Morell et al., 1986), con el apoyo del estudio de perfiles de salinidad (Morell et al., 1987). Para la gestión se ha propuesto el uso de un indicador (IGME-UJI, 2009b).

Como mínimo se han identificado dos procesos superpuestos de salinización. El principal es la intrusión marina, relacionada con la intensa explotación que se ha concentrado desde la década de 1980 en el área de La Rambleta, entre las poblaciones de Nules, La Vall d'Uixó y Moncofa. Por otra parte, en el área se identifica la descarga lateral subterránea de los acuíferos de borde (dolomías triásicas, fundamentalmente), que aporta elevadas concentraciones de sulfatos (con Mg, Sr y Li asociados y puntualmente As y Hg). El uso intensivo de fertilizantes y el reciclaje de sales por el riego contribuyen también a la salinización del sector {IME y BBN}. La salinización afecta al nivel superior de gravas del acuífero pliocuaternario de la Plana de Castelló. La mitad meridional del acuífero de la Plana recibe alimentación lateral subterránea desde La Serra de L'Espadà y la mitad septentrional desde el Maestrat oriental.

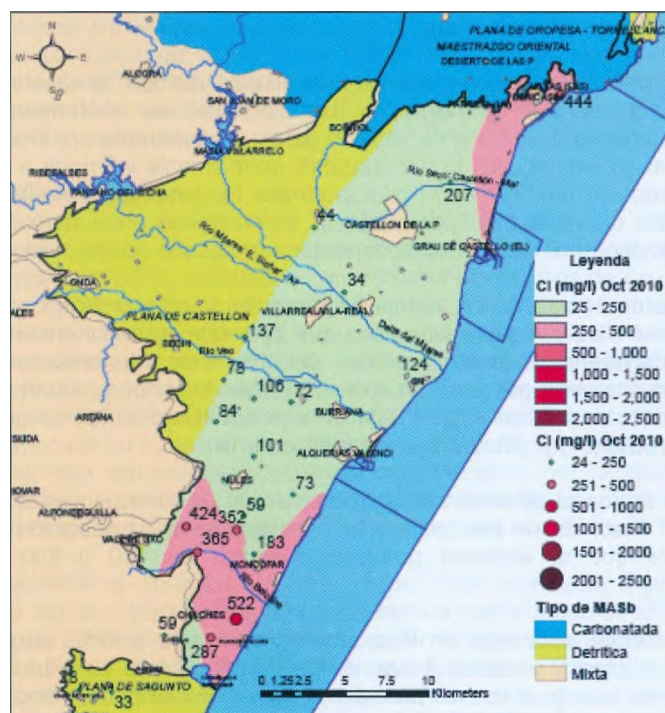
Todas las planas, incluidas las de Oropesa-Torreblanca, Castelló propiamente dicha y su porción sur que comprende el acuífero de La Vall d'Uixó, tienen problemas de salinidad (Figura 3.3.2.11). Se identifica una franja costera con intrusión marina convencional y una zona interna, más salina, con una clara situación de conos salinos ascensionales. Ambas zonas están separadas por una franja de agua dulce subterránea somera {IME y BBN}. La intensidad es notablemente mayor en La Vall d'Uixó, pero responden a mecanismos similares en un medio sedimentario pliocuaternario formado por niveles de gravas y arenas con intercalaciones arcillosas y un substrato mesozoico a profundidad variable

pero alcanzable por los pozos, que contiene materiales carbonatados que pueden ser permeables. En la Plana de Castelló, el espesor del relleno pliocuaternario es de >100 m en la parte N, hasta 250 m en su centro, pero es <50 m en la parte S.

La mayor parte de las extracciones, predominantemente para riego agrícola, se llevaban a cabo entre marzo y septiembre. La mayoría de los pozos son totalmente

penetrantes. La salinización más intensa se ha producido en el área de La Rambleta, donde se concentraban numerosas captaciones, separadas apenas 100 ó 200 metros entre ellas, con una explotación conjunta superior a 14 hm³/año. La clausura de más de la mitad de las captaciones, la redistribución de las mismas y la reducción de los volúmenes unitarios anuales de extracción han rebajado considerablemente la intensidad de la salinización.

Figura 3.3.2.11 Contenido en cloruros en Las Plana de Castelló, en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)



En la Plana de Castelló propiamente dicha, entre Benicassim y Alcúdia-Moncofa, la salinidad de las aguas subterráneas es moderada, incluyendo el entorno de Vila-Real. En esta área se dispone de agua del embalse de M^a Cristina y su red de canales para riego con agua del río Millars.

En la parte sur se encuentra el área de La Vall d'Uixò, de regadío intensivo y sin aportación de aguas superficiales y por lo tanto con gran extracción de agua subterránea. Cabe distinguir el área próxima a Moncofa, el área de La Rambleta y las áreas interiores (Figura 3.3.2.12).

En el entorno de La Rambleta, el agua subterránea se explotaba mediante pozos someros de 25 a 40 m de profundidad y caudales de hasta más de 50 L/s, además de numerosos pozos en la franja costera al N de Moncofa. Parte de los pozos se salinizaron pro-

gresivamente, siendo reemplazados por pozos más penetrantes, entre 40 y 75 m. Además se extendió el área regada. La extracción alcanzó 26 hm³/año, incluyendo casi 4 hm³/año para abastecimiento urbano. La consecuencia fue la de provocar una notable depresión piezométrica y el avance de la intrusión marina. La salinización persiste actualmente, de modo que casi todos los pozos del área costera y muchos de los situados en el área de La Rambleta han tenido que ser abandonados. Para paliar la situación, se han habilitado nuevos pozos de abastecimiento y agrícolas en áreas más alejadas de la costa. Actualmente (2016) la explotación se ha reducido a unos 15 hm³/año por la combinación de un aumento de la eficiencia de riego por tecnificación (goteo, con dotaciones de 5200 m³/ha/año contra los 8500 m³/ha/año anteriores), la utilización de alrededor de 3 hm³/año de agua regenerada a partir de aguas usadas urbanas y una reducción del 15% de la superficie regada (García-Menéndez et al., 2016).

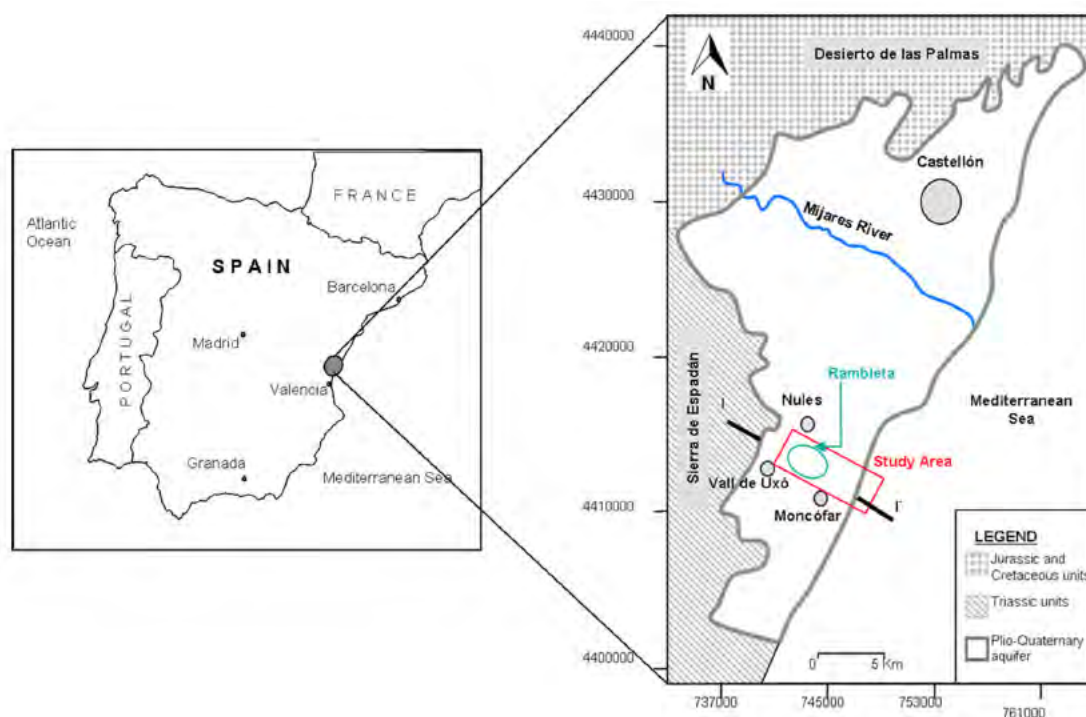


Figura 3.3.2.12 Ubicación de La Rambleta-Vall d'Uixó

El conocimiento geológico-hidrogeológico del área de La Vall d'Uixó se ha mejorado recientemente, utilizando las descripciones de los pozos con apoyo de tomografía eléctrica (Morell et al., 2014). Se pueden identificar cuatro secuencias litológicas (Figura 3.3.2.13):

- 1) detrítico pliocuaternario superior de unos 85 m de espesor de gravas, arenas, areniscas y arcillas y pozos de hasta 10 L/s/m
- 2) arcillas con gravas de 20 m de espesor
- 3) detrítico pliocuaternario inferior de limolitas y arcillas con pasadas de areniscas y conglomerados, a veces inexistente, normalmente de 50 a 100 m de espesor, que aumenta hacia la costa y que es menos transmisor que el nivel superior
- 4) substrato Mesozoico de calizas, margas, dolomías del Muschelkalk, areniscas y limolitas del Buntsandstein y margas y yesos del Keuper.

Se dispone de datos de nivel piezométrico y de contenido en cloruros en el agua bombeada entre 1971 y 2001 de la red del IGME, pero no hay datos periódicos posteriores, ya que la nueva red de la CHJ no tiene puntos en esta área, salvo en la parte costera a partir de 2005, cuando se estableció la red de observación de la intrusión marina. Entre 2012 y 2014 se realizaron 16 campañas de medidas en 34 pozos activos y abandonados, dentro de un estudio del área (García-Menéndez et al., 2016). Se trata de pozos de gran diámetro, que penetran todo el acuífero, excepto los

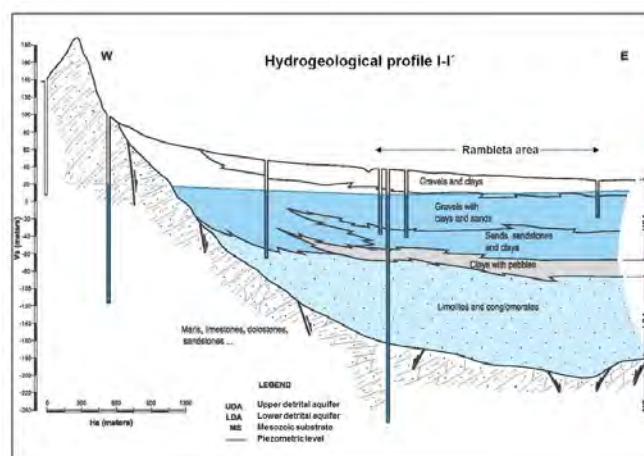
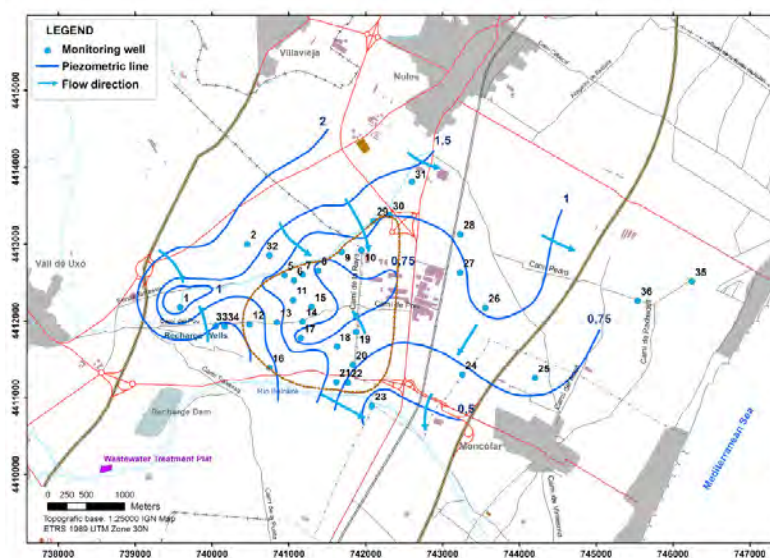


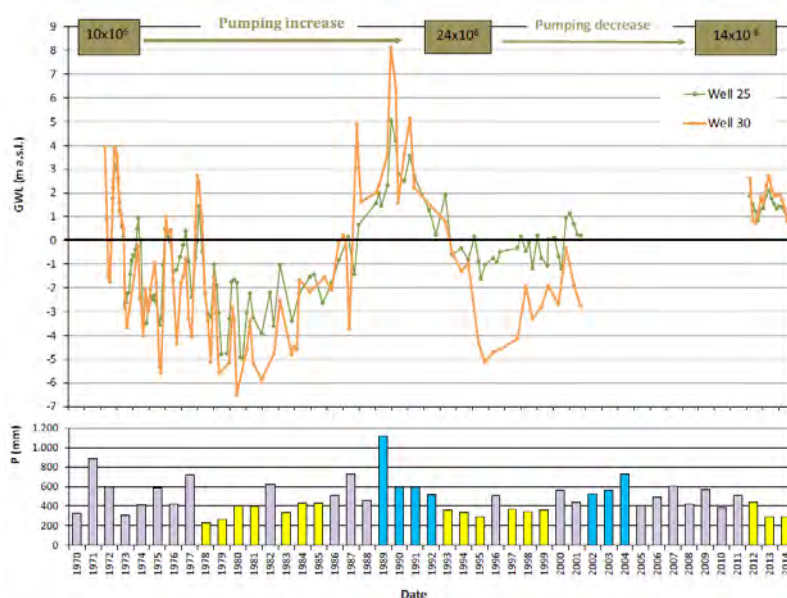
Figura 3.3.2.13 Corte geológico perpendicular a la costa por La Rambleta (García-Menéndez et al., 2016)

excavados costeros, de menos de 25 m de profundidad y filtrantes en toda su longitud. Las muestras de agua subterránea tomadas 5 m bajo el nivel del agua en el pozo tenían conductividades eléctricas entre 1500 y 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En los pozos se realizaron registros (testificaciones) de conductividad eléctrica. La Figura 3.3.2.14 muestra la superficie piezométrica en el área de La Rambleta y la Figura 3.3.2.15 la evolución de niveles en dos pozos del área que están influenciados por la secuencia pluviométrica y el estado de explotación del acuífero.

Figura 3.3.2.14 Mapa piezométrico correspondiente a octubre de 2012 (García, Menéndez et al., 2016). El contorno en rojo marca los límites de lo que se considera La Rambleta



3.3.2.15 Evolución de los niveles piezométricos entre 1970 y 2014 en los pozos 25 y 30 (ver la ubicación en la Figura 3.3.2.14) y de la precipitación anual (años secos en amarillo, medios en morado y húmedos en azul). Los valores en la parte superior corresponden a la explotación en m³/año (García-Menéndez et al., 2016)



La consecuencia de la intensiva explotación del agua subterránea ha sido un aumento de la salinidad por intrusión marina, combinando un desplazamiento lateral desde la costa con la formación de conos ascensionales salinos. Dominan las aguas clorurado sódicas de mezcla entre el agua de recarga y el agua marina, pero también hay aguas con un exceso de sulfato respecto al esperable de la simple mezcla, debido a la existencia de yesos en las formaciones mesozoicas profundas (Fidelibus et al., 1992; Giménez, 1994; Morell et al., 1996; Giménez y Morell, 2008a; Giménez-Forcada y Vega-Alegre, 2015).

La Figura 3.3.2.16 muestra la evolución del contenido en cloruros de las aguas bombeadas en cuatro pozos seleccionados. El proceso de salinización se inició ya en la década de 1970, con una progresión desde la

costa (Figura 3.3.2.17). La evolución posterior (Figura 3.2.18) ha estado condicionada por los cambios de la explotación, de la ubicación de los pozos y de la secuencia pluviométrica dominante. Con los datos disponibles de conductividad eléctrica (CE) del agua subterránea, diferenciando entre los datos de bombeo (mezcla de toda el agua en la vertical del pozo) y los puntuales con toma-muestras, y en especial de los registros de salinidad, es posible realizar cartografías de CE a diferentes profundidades. Con ellas se pueden obtener secciones de salinidad (García-Menéndez et al., 2016), como muestra la Figura 3.3.2.19, en la que se aprecia una intrusión marina clásica en la parte costera y por ascenso salino en la parte central, aunque el nivel salino profundo no está claramente identificado.

Figura 3.3.2.16 Evolución del contenido en cloruros de las aguas bombeadas en cuatro pozos seleccionados (García-Menéndez et al., 2016). La ubicación de los pozos puede verse en la Figura 3.3.2.14

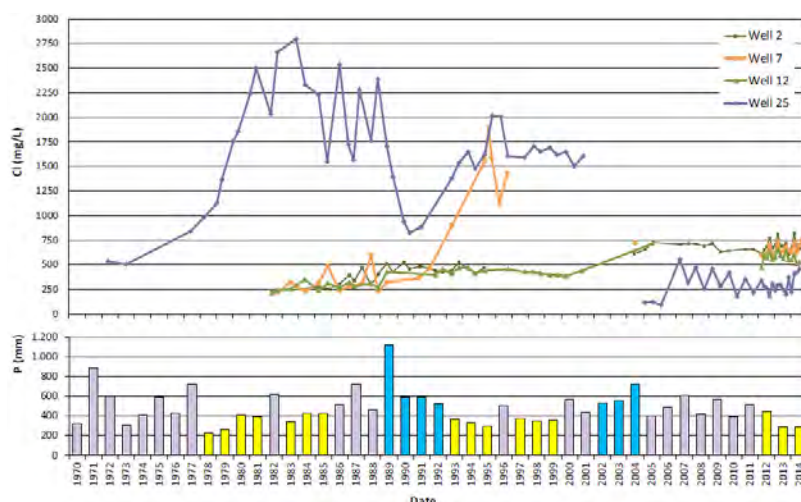


Figura 3.3.2.17 Progreso inicial de la intrusión marina según la distribución del contenido en Cl en junio de 1972 (García-Menéndez, 2016)

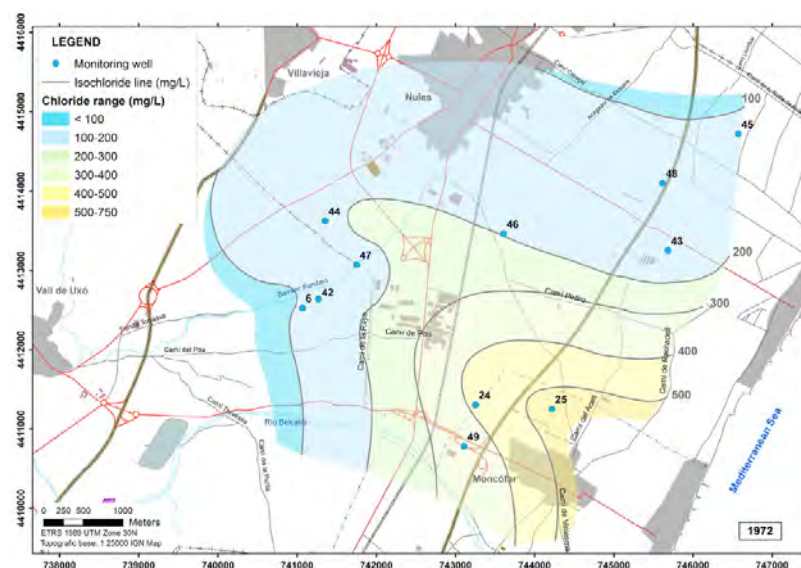
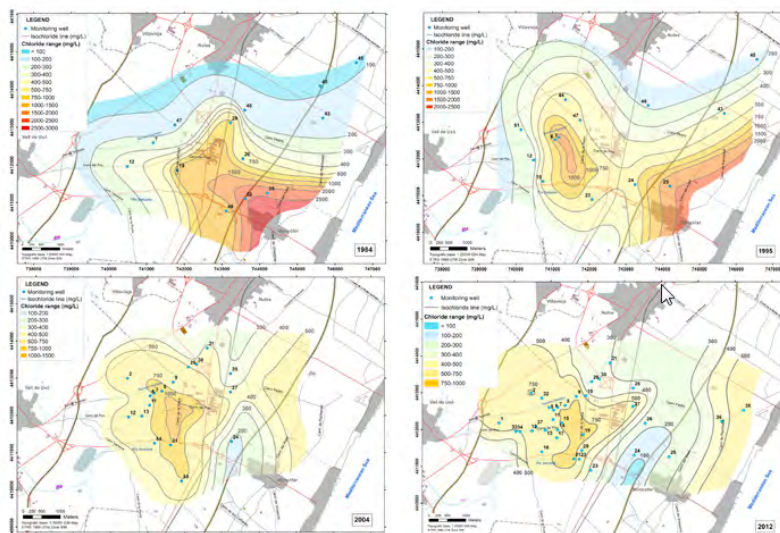


Figura 3.3.18 Cambios en la distribución espacial del contenido de cloruros tras el inicio que muestra la Figura 3.3.17. Los sucesivos mapas corresponden a junio de 1984, octubre de 1995, septiembre de 2004 y octubre de 2012 (García-Menéndez et al., 2016)



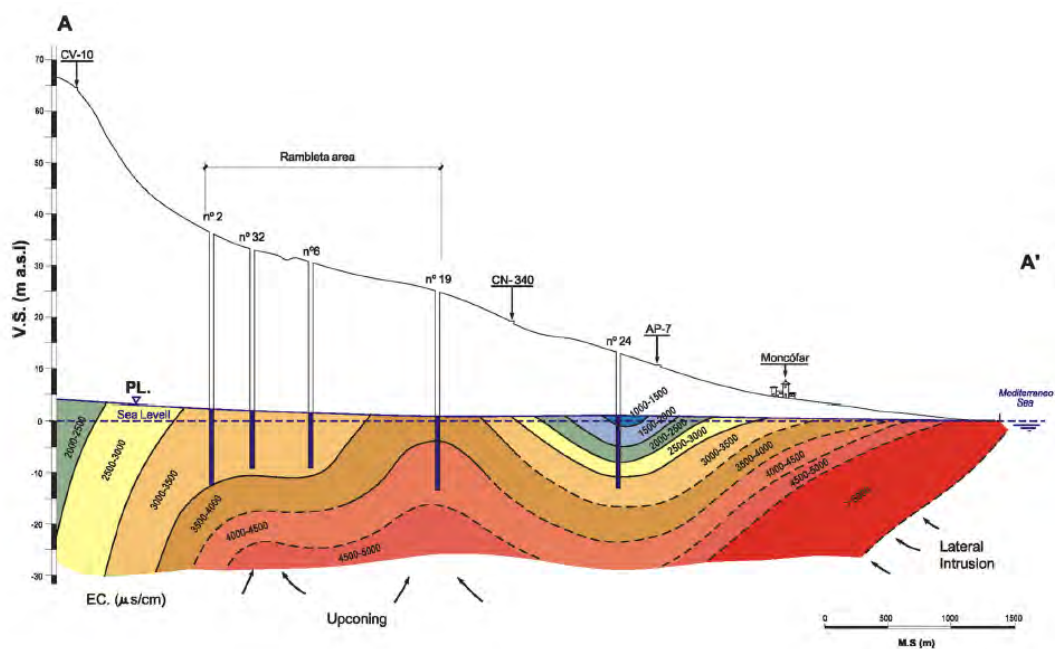


Figura 3.3.2.19 Sección perpendicular a la costa que muestra la distribución vertical de la conductividad eléctrica en el área de La Rambleta, en diciembre de 2013 (García-Menéndez et al., 2016)

Para la gestión de las aguas subterráneas y de la salinidad por parte de los usuarios, predominantemente agrícolas, se constituyó la Comunitat General d'Usuaris de La Vall d'Uixó.

Al irse desplazando la explotación del agua subterránea hacia el interior para conseguir agua menos salina, los pozos han de ser más profundos y con mayor elevación de bombeo. El coste medio de obtener el agua es actualmente de 0,4 €/m³, incluyendo los gastos de la Comunidad, que varían entre 0,02 y 0,07 €/m³, según el lugar. El agua más barata tiene mayor salinidad por la proximidad a la costa.

La Comunitat General agrupa unas 40 captaciones de 11 comunidades. Cada comunidad ha pagado la construcción de las captaciones que posee y realiza su operación. Hay pozos en régimen de derecho privado por anteceder a la Ley de Aguas de 1985 (están en el Catálogo) y otros en régimen de concesión (están en el Registro), pero se están gestionando fusiones y su tratamiento en régimen de concesión antes de que expiren los derechos privados (en 2035). La Comunidad General recibe unos 60.000 €/año como derrama por su actividad. Los posibles excedentes de agua de los pozos en régimen privado se pueden transferir de unas comunidades a otra a precios acordados.

La explotación de aguas subterráneas en el área de La

Vall d'Uixó no es sostenible en su estado actual y requiere ser replanteado. La agricultura de regadío tiene un peso económico y social importante en la zona y su quiebra sería un importante perjuicio para el área. Es el principal motor económico local. El paso a cultivo de secano no es económicamente viable.

El Plan AGUA incluyó un proyecto de recarga artificial para mejorar la salinidad de las aguas subterráneas, que consiste en una balsa de 2 hm³ de capacidad que recoge las aguas de escorrentía del río Bellcaire generadas durante los episodios tormentosos, así como del manantial de Sant Josep. La recarga prevista era mediante inyección en dos pozos de 100 m de profundidad, con capacidad de inyección en torno a 15 L/s, que es notablemente inferior a la del rendimiento de captaciones próximas, de hasta 100 L/s. La obra fue realizada por Acuamed en 2008, con financiación de la Unión Europea y un coste de 36 M€. Aún no ha sido recepcionada por la Confederación Hidrográfica por problemas asociados a la crisis económica. En consecuencia, las instalaciones han permanecido inactivas.

Dicha balsa de regulación fue inicialmente prevista por la Comunitat de Regants con un coste de inversión de 15 M€ de los que 5 M€ eran aportados por la Comunitat. Finalmente la construcción la realizó Acuamed, con una inversión de 35 M€, de los que 8 M€ eran de fondos FEDER, con la condición de destinar el agua a

mejora medioambiental, que en este caso era la recarga del acuífero.

La balsa está construida pero su llenado debe hacerse en 5 etapas sucesivas para cumplir la norma de seguridad. La plena operatividad no se alcanzará antes de 10 años. El uso del agua retenida en primera fase, unos $0,4 \text{ hm}^3$, si se hubiese hecho en las condiciones iniciales de diseño, hubiese costado $0,04 \text{ €/m}^3$, pero en las condiciones actuales es $0,15 \text{ €/m}^3$, que los agricultores consideran excesivo. Los agricultores afirman que no pueden pagar los 24 M€ de la inversión realizada después de descontar el aporte FEDER, pero sí con el presupuesto inicial que ellos había previsto, haciéndose cargo de 5–6 M€ a amortizar en 75 años. En 2015, tras superar las dificultades administrativas derivadas de los condicionantes de las subvenciones recibidas para su construcción, ya que los fondos europeos eran para recarga artificial de acuíferos y no para riego, los regantes pueden utilizar de forma directa parte de las aguas almacenadas en la balsa.

No se realiza recarga artificial regulada. Entre noviembre de 2013 y mayo de 2014, la UNIAC (Unidad asociada UJI–IGME) llevó a cabo la recarga experimental de $0,4 \text{ hm}^3$ de agua de tormenta a través de dos pozos totalmente penetrantes (100 metros) con agua almacenada en la balsa (García-Menéndez et al., 2015; Morell et al., 2014) [BBN]. La recarga duró unos pocos días [IME]. Para su estudio se ha elaborado recientemente (2016) un modelo matemático de flujo y transporte con densidad variable (SEAWAT) para simular la recarga artificial. En algunos años, los agricultores han derivado por su cuenta agua de invierno a pozos abiertos para recarga, para disminuir la CE del agua que después se iba a extraer [IME]. Esto es posible porque existe una compleja red de tuberías para la distribución del agua por gravedad.

Según el modelo de flujo (código MODFLOW) realizado por la UJI y el IGME en 2007, en el sector sur de la Plana de Castellón las salidas al mar son $6,7 \text{ hm}^3/\text{año}$ de los que $6,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ descargan a través de las zonas húmedas de Xilxes y Almenara y sólo $0,2 \text{ hm}^3/\text{año}$ lo hacen directamente al mar. La concentración media de cloruros es del orden de 600 mg/L y afecta a una superficie cercana a 20 km^2 . Las posibilidades de recuperación dependen de la progresión del cese de los bombeos de la última década.

La red piezométrica actual de la CHJ consta de 11 puntos en todo el acuífero de la Plana de Castelló, de

los que 5 se encuentran en la mitad sur y la red de observación de la intrusión salina de la CHJ en la Plana de Castelló está formada por 2 piezómetros en el municipio de Moncofa; es totalmente insuficiente para caracterizar el proceso. La red del IGME estuvo operativa hasta el año 2000, con 30 a 40 puntos con medidas semestrales. La red del IUPA–UJI, operativa entre 2010 y 2014, se ha clausurado por falta de recursos económicos {IME y BBN}.

Existe relación entre la evolución de la salinidad y los periodos secos, en los que se intensifican los bombeos. En los últimos quince años se han reducido mucho los bombeos (de 24 a $12 \text{ hm}^3/\text{año}$) debido a la reconversión del sistema de riego de inundación a goteo y la reutilización de aguas residuales regeneradas ($2,5 \text{ hm}^3/\text{año}$). Los cambios de la demanda por ampliación de la superficie de cultivo entre 1970 y 1995, la reducción posterior, la reconversión de riegos y la ocurrencia de periodos anormalmente secos (sequías) y episodios puntuales de recarga intensa (gotas frías) dificulta relacionar las causas con los efectos en la evolución de la salinidad. La intensa explotación existente no permite evaluar claramente la relación entre periodos de sequía y la evolución de la salinización. Aunque en los periodos más secos desciende la superficie piezométrica (en la década de 1980 por debajo del nivel de mar) y progresa la salinización, no se identifican claramente variaciones estacionales {IME y BBN}.

Durante años se ha utilizado agua salobre ($\text{CE} > 2000 \text{ }\mu\text{S/cm}$) para riego de cítricos. Actualmente sólo se usan los pozos menos afectados. El agua salobre se mezcla en algunos sectores con aguas residuales de CE de unos $1500 \text{ }\mu\text{S/cm}$ {IME y BBN}. No hay plantas de desalinización ni de desalobración.

Para encontrar una solución sustentable a la agricultura de regadío es necesario contar con nuevos recursos de agua [VE].

Actualmente se reutiliza en agricultura el 100% del agua depurada en la EDAR de La Vall d'Uixó, unos $1,5 \text{ hm}^3/\text{a}$. Además se podría reutilizar el agua de la EDAR de Castelló, con la toma a cota 100 m en el río Millars. Sin embargo, esa agua depurada tiene problemas de salinidad. Para disminuirla habría que separar las aguas residuales salinas de El Grau y de Benicassim de las de baja salinidad de Castelló, o mejor paralizar la explotación de los pozos que producen la salinización. Se trata de unos $5 \text{ hm}^3/\text{a}$. En la Plana de Castelló se dispone de $20 \text{ hm}^3/\text{año}$ de aguas residuales urbanas,

de los que 10–12 hm³/año serían para el área de La Vall d'Uixó–Moncofa.

Una solución alternativa es aportar excedentes del río Millars, que se producen en años húmedos y medios, que varían entre 2 y 7 hm³/a, según el año. Está contemplado en el Plan Hidrológico. La regulación se haría en la balsa de 2 hm³ existentes en Bellcaire [VE]. Ver su ubicación en la Figura 3.3.2.14. Los regantes del Millars han venido utilizando agua subterránea y agua superficial en proporción del 50% cada una, que pasaría al 30 y 70% respectivamente. Pero la disponibilidad

de esos excedentes en cantidad y momento puede disminuir si se aumenta el caudal ecológico a respetar en el tramo final del río. La utilización de excedentes requiere la conformidad del Sindicato Central del Mijares; ellos prefieren que se haga como una cesión de derechos. Esto se explica en los artículos 15, 16 y 17 de las normas del Plan Hidrológico. La puesta en funcionamiento de la planta de desalinización de Moncofa es una cuestión pendiente [TEM]. Sin embargo, la desalinización no se ve como una opción viable por los agricultores [VE].

3.3.3 Planas de Valencia

Las Planas de Valencia están formadas por la Plana de Sagunt (Sagunto) y la extensa Plana de Valencia.

La **Plana de Sagunt**, entre las de Castelló y Valencia, tiene características similares a las de Castelló. Está atravesada por el río Palancia, que no es permanente y se extiende hacia el sur de la Serra de L'Espadà. El río Palancia es típicamente mediterráneo, con una cuenca pequeña y de gran pendiente y aportaciones muy variables. La aportación media supera 60 hm³/año, entre menos de 20 y 300 hm³/año. La cuenca tiene los embalses del Regajo (aguas arriba) y L' Algar, con 6 hm³ de capacidad cada uno. El embalse de L' Algar es para protección contra las inundaciones aguas abajo y para recargar unos 5 hm³/año al acuífero carbonatado que descarga en la Plana de Sagunt.

La Plana de Sagunt contiene los marjales de Almenara al N y el dels Moros al S. Alberga las poblaciones de Sagunt y Puçol (Puzol), como muestra la Figura 3.3.3.1, junto con las indicaciones geológicas y la piezometría. La Figura 3.3.2.2 muestra la evolución piezométrica en uno de los puntos de observación.

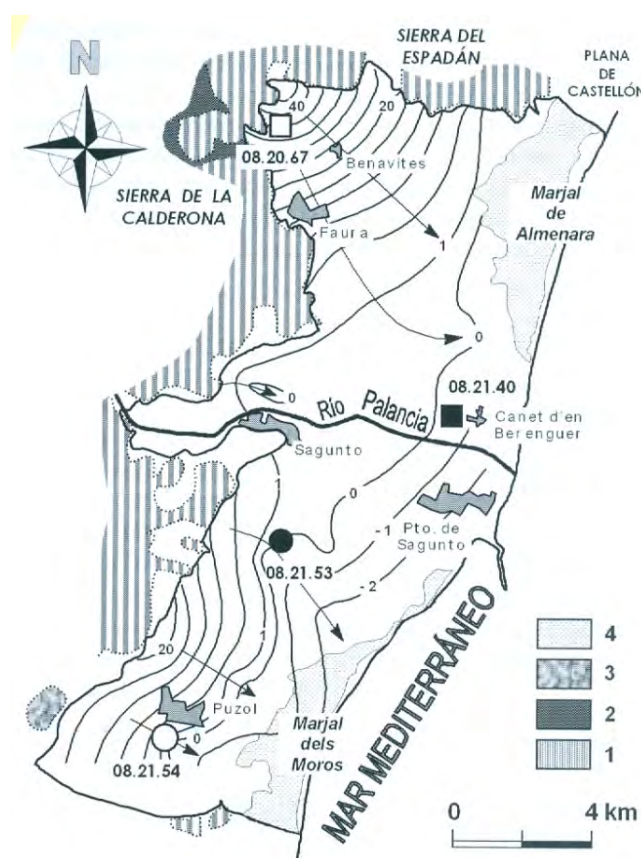


Figura 3.3.3.1 Detalles geográficos, esquema geológico y piezometría de la Plana de Sagunt (Giménez el al., 2007). La piezometría corresponde a septiembre de 2005 (IGME, 2007b). 1- Triásico, 2- Jurásico, 3- Mioceno y 4- depósitos limosos ricos en materia orgánica de los marjales

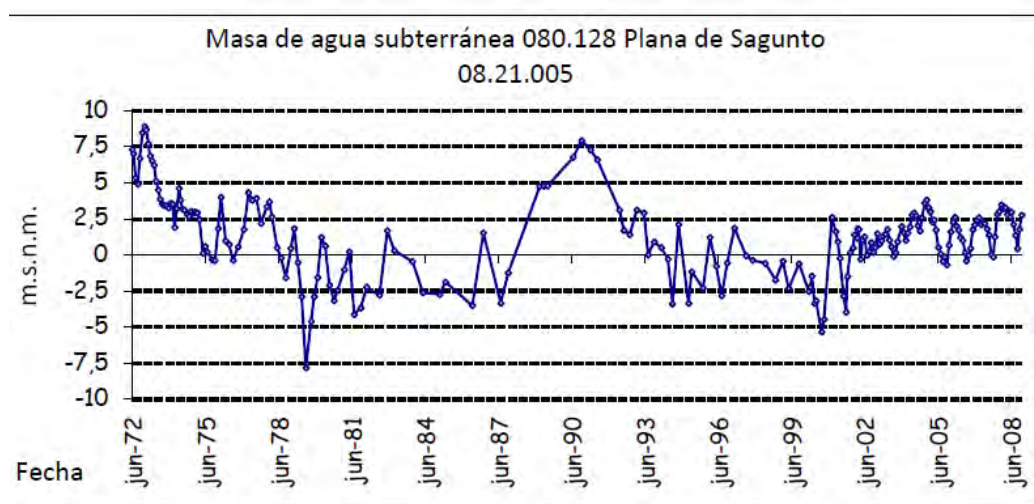


Figura 3.3.3.2 Evolución piezométrica en un punto de observación costero en la Plana de Sagunt en una de las áreas más afectadas por la intrusión marina.

La Figura 3.3.3.3 muestra la distribución del contenido en cloruros en 1999 y la Figura 3.3.3.4 en el entorno de 2010. En estado natural existen aguas con relativamente elevados contenidos en SO_4 , que se asocian a la influencia de los materiales triásicos existentes en los bordes y en el basamento. La notable explotación de este acuífero costero ha provocado una creciente salinización de origen marino, además de favorecer el ascenso de aguas sulfatadas profundas. La salinización

ha ido creciendo en extensión y en intensidad desde la década de 1970, aunque sin superar 0,5 g/L Cl, salvo al sur, en el entorno de Puçol. Esa parte sur es la más afectada por la intrusión marina mientras que los contenidos elevados de sulfatos son más comunes en la parte norte (Giménez et al, 2007; IGME, 2007b). La red de observación de la CHJ no refleja suficientemente la situación real.

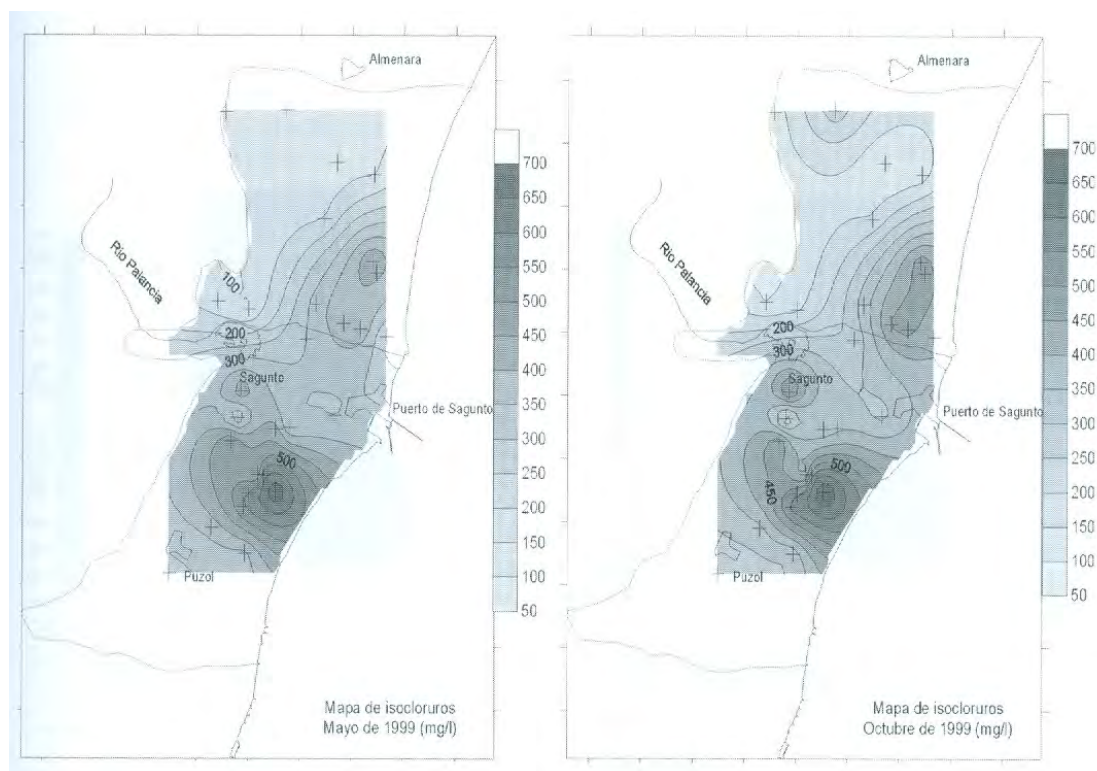


Figura 3.3.3.3 Contenido en cloruros de las aguas subterráneas en 1999 en la Plana de Sagunt (Sagunto), según Gómez Gómez (2003)

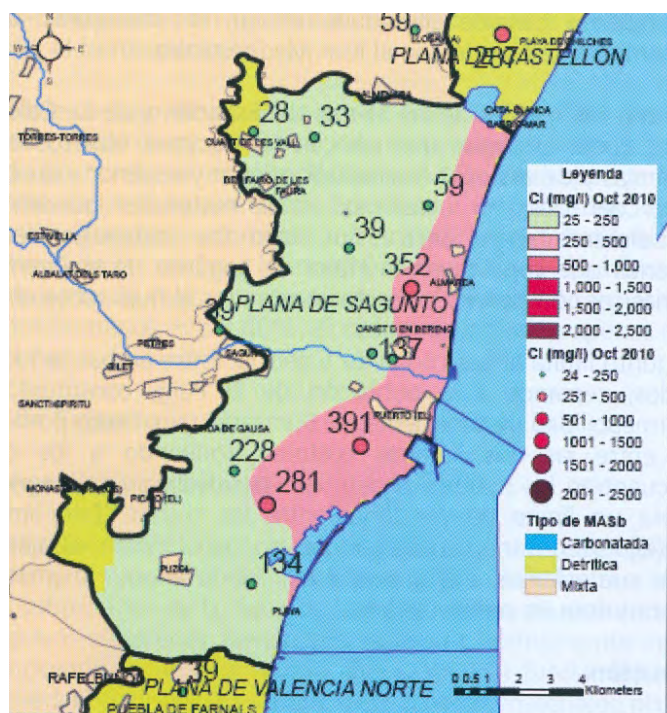


Figura 3.3.3.4 Contenido en cloruros de las aguas subterráneas en 2010 en la Plana de Sagunto (Sagunto), según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

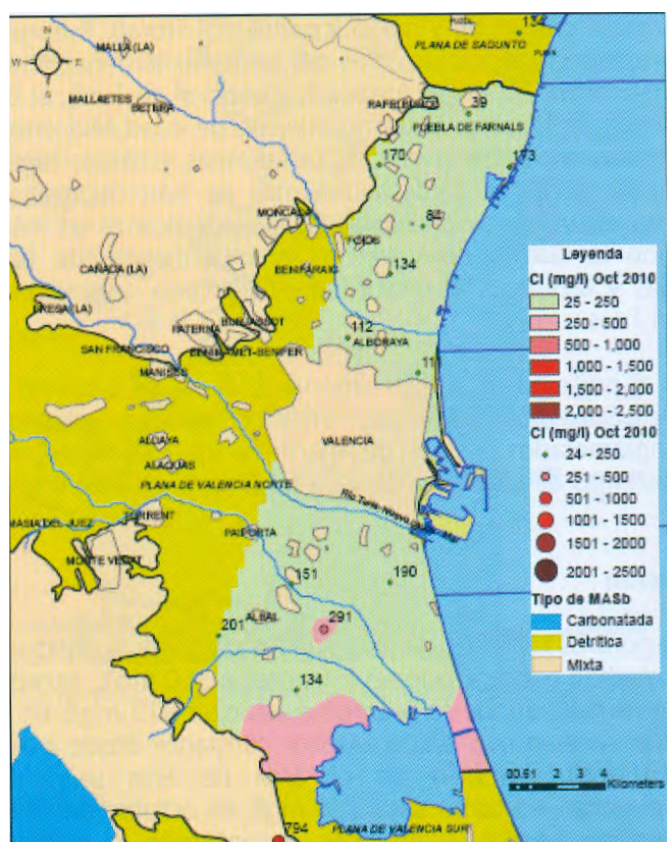


Figura 3.3.3.5 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas de la Plana de Valencia Norte en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

La **Plana de Valencia** se extiende desde la Plana de Sagunt hasta el sur de Cullera. Incluye a la Albufera de Valencia y la propia ciudad de Valencia. Se suele dividir en Plana de Valencia N, hasta la desembocadura actual del Turia-Albufera, y Plana de Valencia sur el resto, que incluye la desemboca el río Xúquer (Júcar) por Cullera.

En ambas partes de la Plana de Valencia el grado de salinización es moderado y la explotación del agua subterránea es pequeña (Figuras 3.3.3.5 y 3.3.3.6), ya que los importantes regadíos establecidos aplican agua superficial de los sistemas de los ríos Turia y Júcar (López Gutierrez, 2003; López Gutierrez et al., 2003). La moderada salinización es predominantemente el efecto de los retornos de riego. En 2012, según los datos de la red de la CHJ, la situación era similar a la de 1999, caracterizada por Gómez Gómez (2003).

En el entorno de la Albufera de Valencia el agua subterránea es salina, como lo fue anteriormente el agua de La Albufera, pero la salinidad es de origen natural. Casi no hay explotación de agua subterránea en el entorno [TEM].

En el extremo sur de la **Plana de Valencia** está la Plana de Xeraco (Jaraco), con similares características de salinidad (Gómez Gómez, 2012).

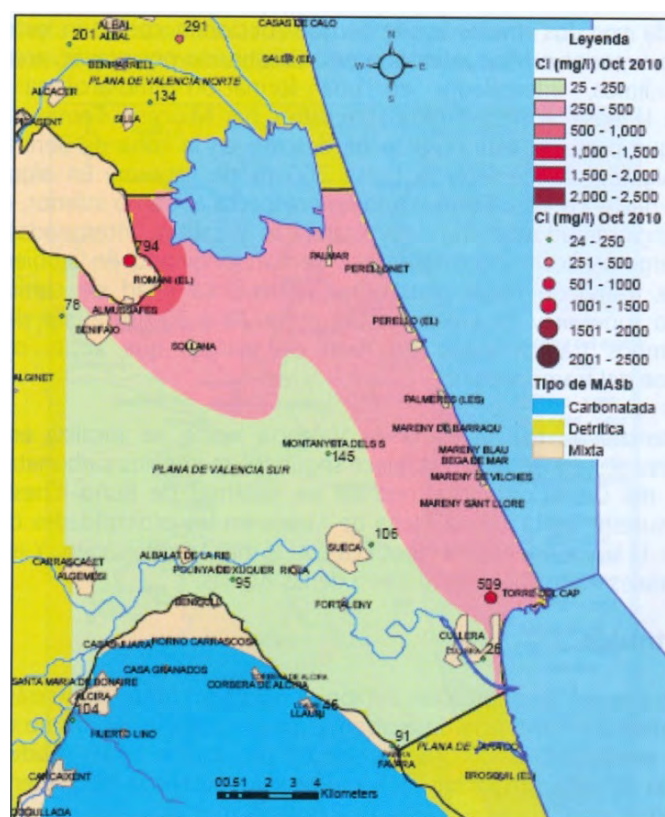


Figura 3.3.3.6 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas de la Plana de Valencia Sur en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

3.3.4 Acuíferos costeros del sur de la provincia de Valencia y de Alicante (Alacant)

A lo largo de todo el litoral del sur de la Comunidad Valenciana, con una geología compleja, relieve montañoso y abundancia de materiales carbonatados, se encuentra un amplio conjunto de pequeños acuíferos costeros. En general están intensamente explotados y tienen frecuentes problemas de salinización, unos dominantes en las dos décadas finales del siglo XX y otros que persisten. El estado de conocimiento es variable.

La **Marina Alta** se extiende desde Pego hasta Calpe, que incluye Dénia y Jávea (Xàbia) y a efectos de esta recopilación, se extiende a **Gandía** y Oliva (València). Es un área con una notable longitud de costa y desarrollo hacia el interior continental. Dominan las formaciones carbonatadas, sobre todo calizas, que pueden tener un alto grado de karstificación. Esto favorece grandes penetraciones del agua marina hacia el interior de los acuíferos. Hay variados problemas de salinidad de las aguas subterráneas. Los procesos de salinización de estas áreas y de las otras formaciones carbonatadas karstificadas de la provincia de Alicante se han analizado a partir de la composición isotópica del agua (Ballesteros et al., 2005). El área está muy compartimentada geológicamente. Los acuíferos principales del interior no tienen contacto directo con la costa y están bien recargados.

Los humedales tienen agua salobre por efecto de zona de mezcla de agua dulce-agua salada. Como hay aporte de agua dulce, un aumento de bombeo aguas arriba y una disminución aguas abajo produce una mayor salinidad del agua del marjal [LRH, MFM y JAHB].

Hasta 2002, la Marina Alta tuvo serios problemas de abastecimiento por exceso de salinidad, en especial en épocas secas, además asociado al notable incremento estival de la demanda. Por esa razón se prepararon planes de gestión (IGME-DPA, 2002), que actualmente incluyen la desalinización de agua marina y la desalobración de agua subterránea. En el año 1990, la Diputación de Alicante inició un programa de construcción de pequeñas desalinizadoras tipo fuente pública, con objeto de dotar a los municipios de agua potable para beber y cocinar, substituidas en el año 2002 por desalinizadoras para potabilizar toda el agua suministrada. En el año 1993 se inició la explotación de la planta de Dénia-Racons, continuando la expansión de la desalinización-desalobración, de tal manera que actualmente se abastecen, total o parcialmente, seis municipios con agua subterránea desalobrada, excepto en el caso de Xàbia (Jávea), en que el agua de alimentación es denorigen marino. La DPA y la CHJ han propuesto substituir extracciones en la Marina Alta por excedentes invernales de agua de mar desalinizada de la planta de Xàbia, cuya capacidad nominal es de 10 hm³/año, para incrementar la garantía de suministro a la comarca en estiaje.

La Figura 3.3.4.1 muestra el contenido en cloruros en 2001 a lo largo de la costa de la Marina Alta. Estos valores se pueden comparar con los de Gómez Gómez (2010), correspondientes a 2010 y presentado por sectores de costa que se van presentando de N a S. Entre ellos, la Figura 3.3.4.2 corresponde a La Plana de Gandía, que está libre de intrusión marina significativa.

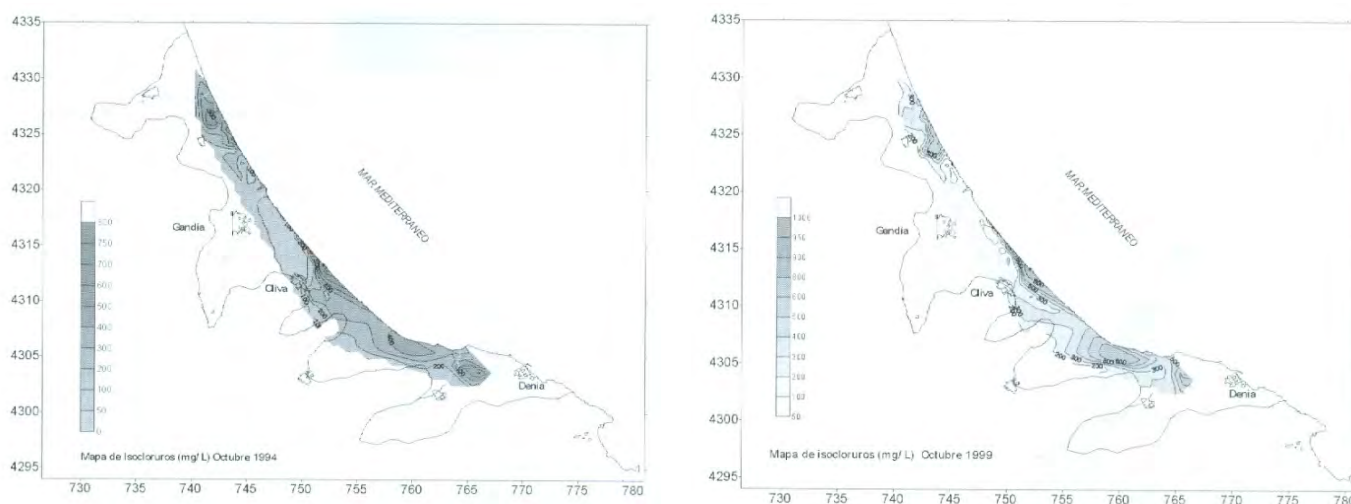


Figura 3.3.4.1 Distribución de cloruros en los acuíferos a lo largo de la zona costera de Gandia-Dénia (Ballesteros, 2003)

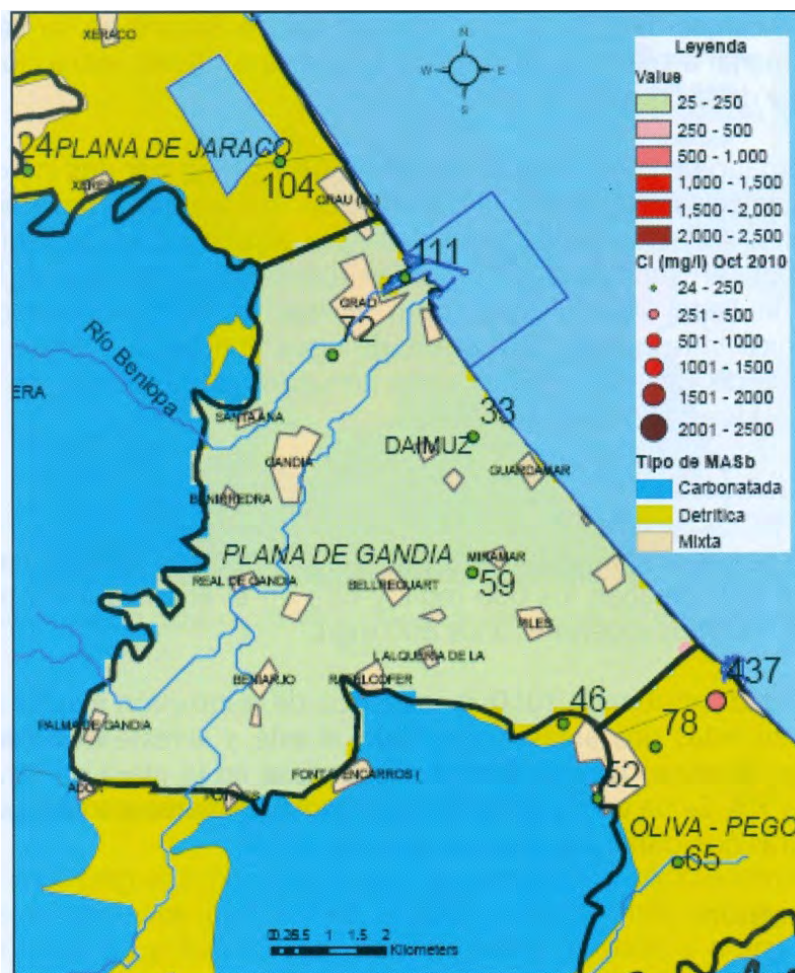


Figura 3.3.4.2 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas de la Plana de Gandía en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

El área de **Oliva-Pego** está entre las provincias de Valencia y Alicante. Hubo una intensiva explotación que produjo la salinización de algunos pozos próximos al marjal (Ballesteros y Domínguez, 2007; Rodríguez-Hernández, 1980), que ha disminuido notablemente (Figura 3.3.4.3a). No tiene actualmente problemas de salinización [LRH, MFM y JAHB]. Más bien hay niveles freáticos altos en el Parque Natural del Marjal de Oliva-Pego, que en parte se drenan al exterior. No obstante, puede haber algún pozo agrícola con problemas locales. La recarga a los acuíferos de las Serres de l'Almirall (Almirante) y Mustalla, en el lado N, y de Alfaro-Segària, en el lado S, es buena. Es una de las zonas más lluviosas de la provincia de Alacant. Sin embargo, existen aguas salobres por intrusión marina, potenciada o no por bombeos [BBN]. La descarga se hace principalmente por el río Bullent y en menor cuantía por el Racons (Molinell), que son los dos únicos ríos permanentes de la provincia de Alicante. El río Racons tiene una descarga estimada al mar en 40 hm³/a. La intrusión marina se produce por la depresión piezométrica originada por las extracciones en el acuífero detrítico y en gran manera por el drenaje de los materiales detríticos en la finca Rincón del Rosario,

que crean un cono salino ascensional. En consecuencia, las aguas de los ríos y la marjal son salobres. En época húmeda la descarga de agua salina aumenta a consecuencia del lavado que produce la mayor recarga en las sierras carbonatadas limítrofes de Mustalla y Segària. La relación acuífero-ríos-marjal ha sido analizada mediante reconocimientos geofísicos (DPA, 2005). En la Figura 3.3.4.3b se observa la evolución de la conductividad en 2 piezómetros situados en la zona de descarga del drenaje de la finca Rincón del Rosario y de la marjal hacia el río Racons. El sondeo que registra el tramo profundo (7A) presenta una conductividad del orden de 16 mS/cm, sin apenas variación estacional. El que capta el tramo detrítico superficial (7B) registra una conductividad en torno a 4 mS/cm, con fuertes oscilaciones estacionales, que alcanzan los 8,5 mS/cm en estiaje y en los períodos primaverales de mayor drenaje. En los piezómetros situados aguas arriba de la marjal, en la zona de descarga del acuífero detrítico, se observan incrementos de salinidad en el sondeo que capta el detrítico profundo (6B), tanto en el estiaje de 2013 a causa de los bombeos, como en los meses más húmedos por la formación de un cono salino ascensional.

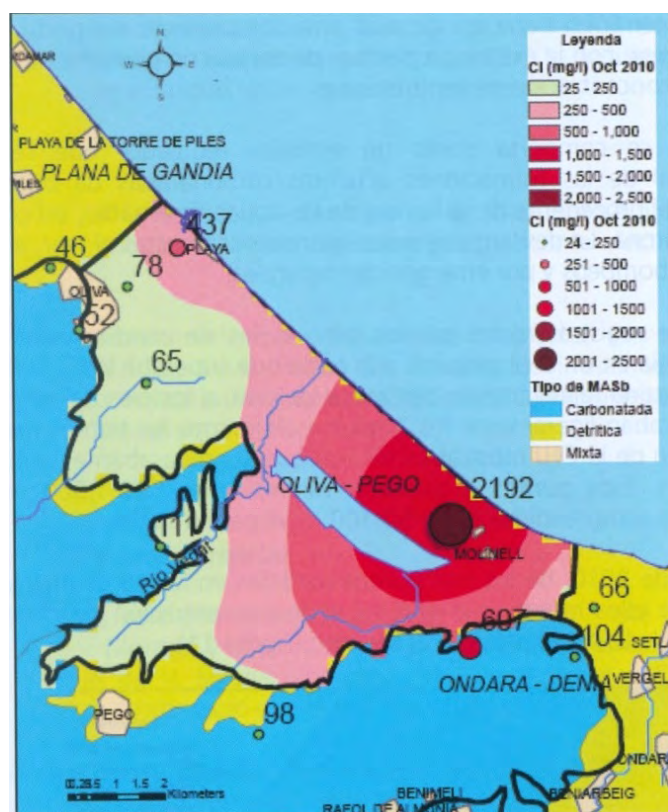


Figura 3.3.4.3a Concentración de cloruro en las aguas subterráneas en el acuífero de Oliva-Pego en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

En el acuífero de Almirall–Mustalla, las extracciones de agua subterránea son relativamente pequeñas y la salinidad de los manantiales de descarga (a 3 m snm) crece con la proximidad al mar. Al aumentar el caudal se incrementa la salinidad por arrastre temporal de agua de los conos ascensionales. En el acuífero Alfa-ro–Segària, la salinización se atribuye a la extracción de unos 17 hm³/año para una explotación de cítricos, aunque no se descarta una componente natural importante [BBN].

El área entre Oliva y Dénia hay pozos que sufrieron problemas progresivos de salinización en áreas concretas (Ballesteros, 2003; Morell et al., 1988). En el área de El Verger (Vergel) hay problemas locales (De la Orden y Murillo, 2003). El IGME hizo un modelo de simulación de la intrusión marina.

También hay cierta salinización significativa en el acuífero de Ondara-Dénia (Figura 3.3.4).

En el macizo del Montgó también hay algunos problemas locales en la parte costera (Ballesteros et al., 2003). El acuífero carbonatado cerca del mar tiene cierta salinización, aunque la intrusión no puede penetrar hacia el interior por razones geológicas. El agua salobre procede del borde del macizo, donde además hay algunos pozos agrícolas con problemas de salinidad, pero no graves en el conjunto. El área es actualmente el Parque Natural de Montgó, que integra la marjal de Dénia. Para cultivar se drenan unos 15 hm³/a.

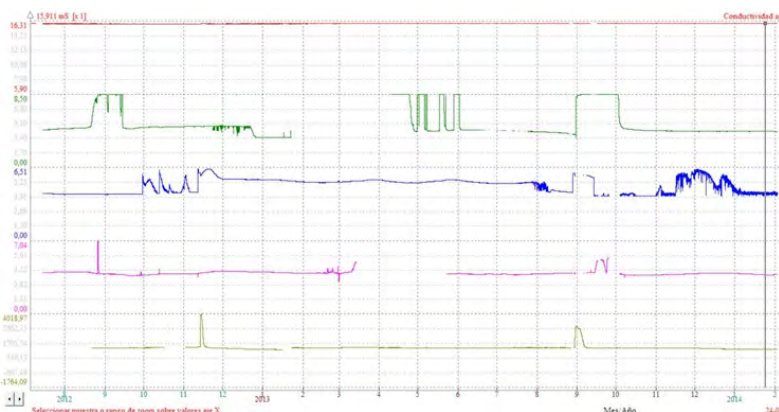
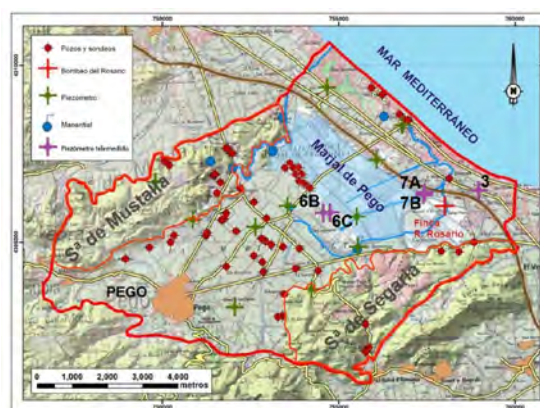
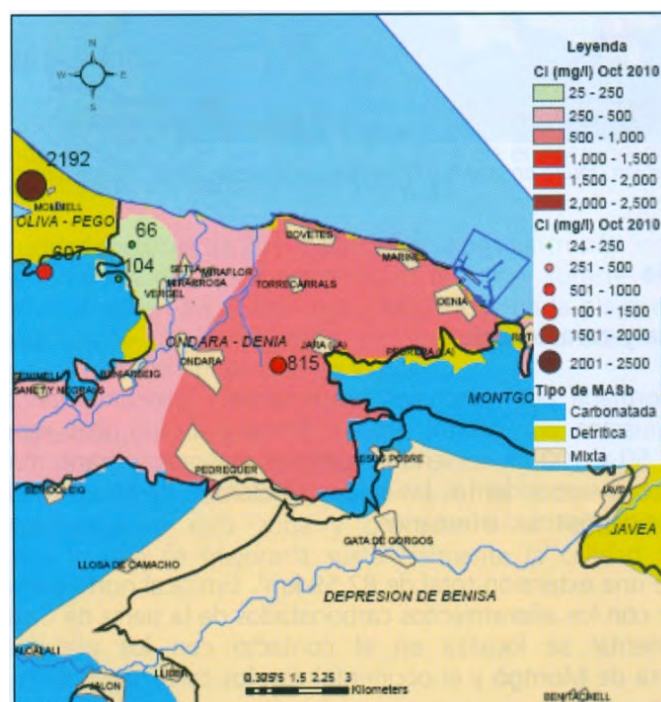


Figura 3.3.4.3b Evolución de la conductividad eléctrica en los piezómetros de la red de telecontrol del Ciclo Hídrico de la DPA. Comprende los años 2012, 2013 y 2014. De arriba abajo, los piezómetros son 7^a (marrón), 7B (verde), 6B (azul), 6C (violeta) de Pego y IGME1 (oliva) de El Verger, con escalas en mS/cm entre 0,00 y valores máximos de 15,911 para 7A, 4,211 para 7B, 4,032 para 6B, 3,731 para 6C y 1,216 para IGME1.

El abastecimiento de Denia se asegura mediante dos plantas desalobradoras en el entorno sur de la marjal de Oliva-Pego, con capacidad conjunta de 6000 m³/d [LRH, MFM y JAHB]. La captación de agua de las formaciones detríticas ha solucionado el problema inicial de duración de las membranas, asociado a la turbidez del agua salobre captada en superficie. Se producen unos 1000 m³/d de salmueras, que se vierten conjuntamente con las de la depuradora de aguas residuales, al colector al final del río Molinell. Una balsa permite regular los caudales de salmuera para amortiguar la variabilidad.

Figura 3.3.4.4 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas en el acuífero de Ondara-Dènia en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)



La **Marina Baixa** se extiende desde Xàbia hacia el sur. Es un área con una notable longitud de costa y desarrollo hacia el interior continental. Es geológicamente compleja, con numerosos pequeños acuíferos que forman compartimentos bien recargados. Dominan las formaciones carbonatadas, sobre todo calizas, que pueden tener un alto grado de karstificación. Esto favorece grandes penetraciones del agua marina hacia el interior de los acuíferos. Puede haber serios problemas

de abastecimiento por exceso de salinidad, en especial en épocas secas, además asociado al notable incremento estival de la demanda de abastecimiento.

El área de Xàbia comprende los depósitos detríticos de la cuenca del río Gorgos, que pueden exceder los 100 m de espesor, y las formaciones carbonatadas pre-béticas que enmarcan y subyacen a la cuenca (Figura 3.3.4.5), aunque dominan las facies margosas.

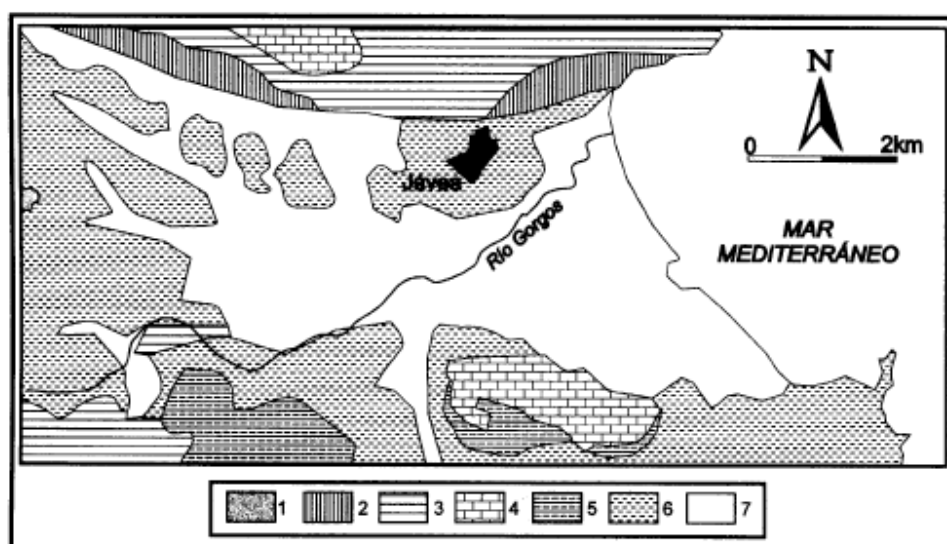


Figura 3.3.4.5 Esquema geológico del área de Jávea (Xàbia) y del río Gorgos: 1- arcillas y yesos triásicos, 2- margocalizas del Aptiense-Albiense, 3.- margas y margocalizas del Cenomaniense-Turonense, 4- calizas senonienses, 5- margas del Mioceno inferior, 6- calizas y margas del Mioceno superior y 7- arenas, conglomerados, limos y arcillas cuaternarias (Boluda et al., 1999)

Los problemas de salinidad del agua subterránea en Xàbia son ya conocidos desde hace tiempo y atribuidos a una intensa explotación. Han disminuido con el tiempo. La explotación de aguas subterráneas fue intensiva (8 hm³/año) hasta la década de 1980, pero después se ha reducido, tendiendo a acomodarse a la recarga media anual de 3 hm³/año, tras el abandono

de pozos y transformaciones agrarias (Boluda et al., 1999). La consecuencia fue que se alcanzasen salinidades de hasta 3 g/L Cl (Pulido-Bosch 1976a; 1976b; Ruiz-Bevia et al., 1988), que después se han reducido a 1 g/L Cl o menos (Ballesteros et al., 2003; Boluda et al., 1999), como muestra la Figura 3.3.4.6 y la situación en 2010 (Figura 3.3.4.7).

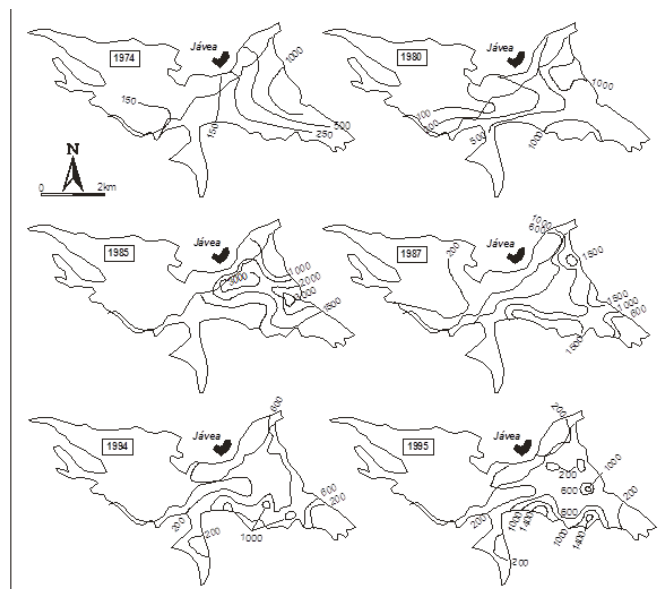
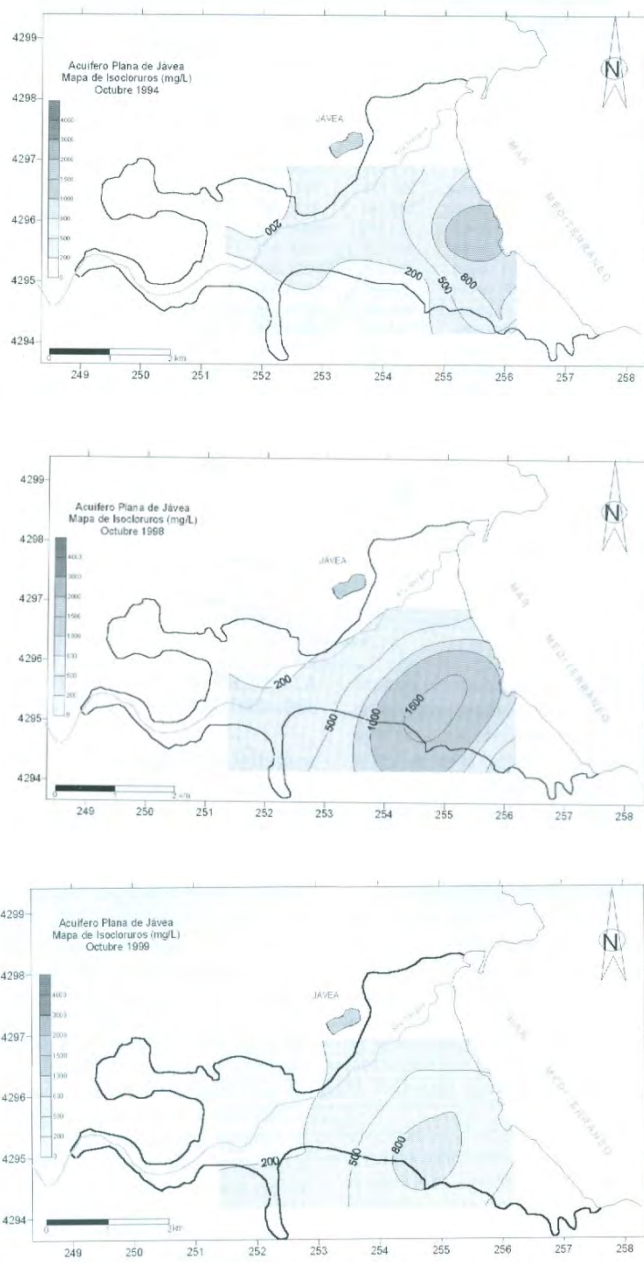


Figura 3.3.4.6 Distribución del contenido en cloruros en mg/L en el área de Jávea (Xàbia) en mg/L en distintos momentos. Figura superior: Secuencia: 02-1974; 07-1980; 07-1985; 09-1987; 07-1994 y 01-1995. Figuras inferiores: Continuación de la evolución según la secuencia: 10-1994; 10-1998 y 10-1989 (Ballesteros et al., 2003)



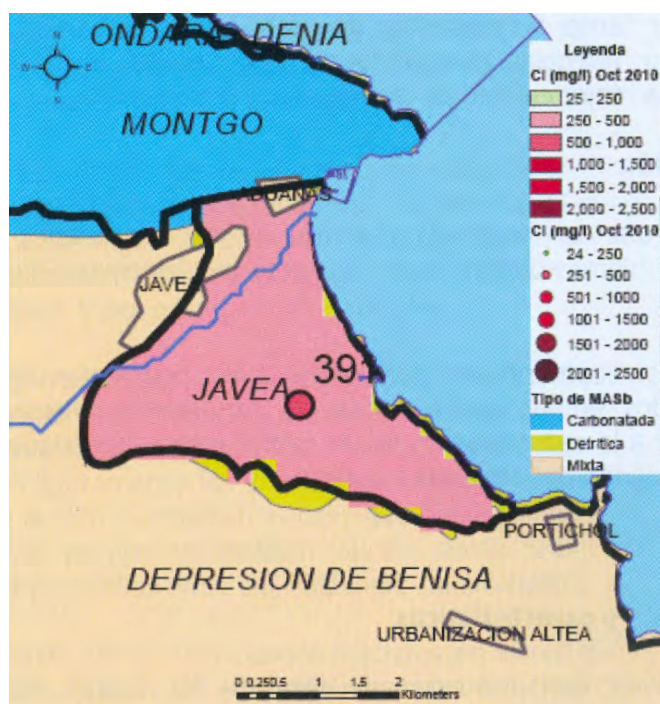


Figura 3.3.4.7 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas en el acuífero de Xàbia (Jávea) en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

La Plana de Xàbia es un buen ejemplo de la recuperación no programada de acuíferos. Su explotación intensiva a principios de la década de 1980 produjo una intensa y rápida salinización del sistema. Se buscaron nuevos pozos en el interior, por lo que la explotación descendió a la mitad. Esta circunstancia y el final de una sequía ocasionaron una importante mejora de la calidad del agua del acuífero. Durante la sequía de finales de la década de 1990 las nuevas captaciones del interior tampoco resultaron suficientes, por lo que se construyó la desalinizadora de Xàbia, que se ha sumado al sistema de suministro. En consecuencia, el acuífero mantiene en estos momentos una calidad aceptable.

En los procesos de aumento y disminución de salinidad se producen cambios iónicos, según se comenta en la Sección 2.4 del Capítulo 2. Estos cambios han sido estudiados desde la Universitat d'Alacant (Blasco, 1988; Ruiz-Bevia et al., 1990; Boluda et al., 1997a; 1997b). La Figura 3.3.4.8 muestra los excesos (déficits si son negativos) de los iones respecto a lo esperable de la mezcla teórica (en sistema cerrado) de agua dulce y agua marina.

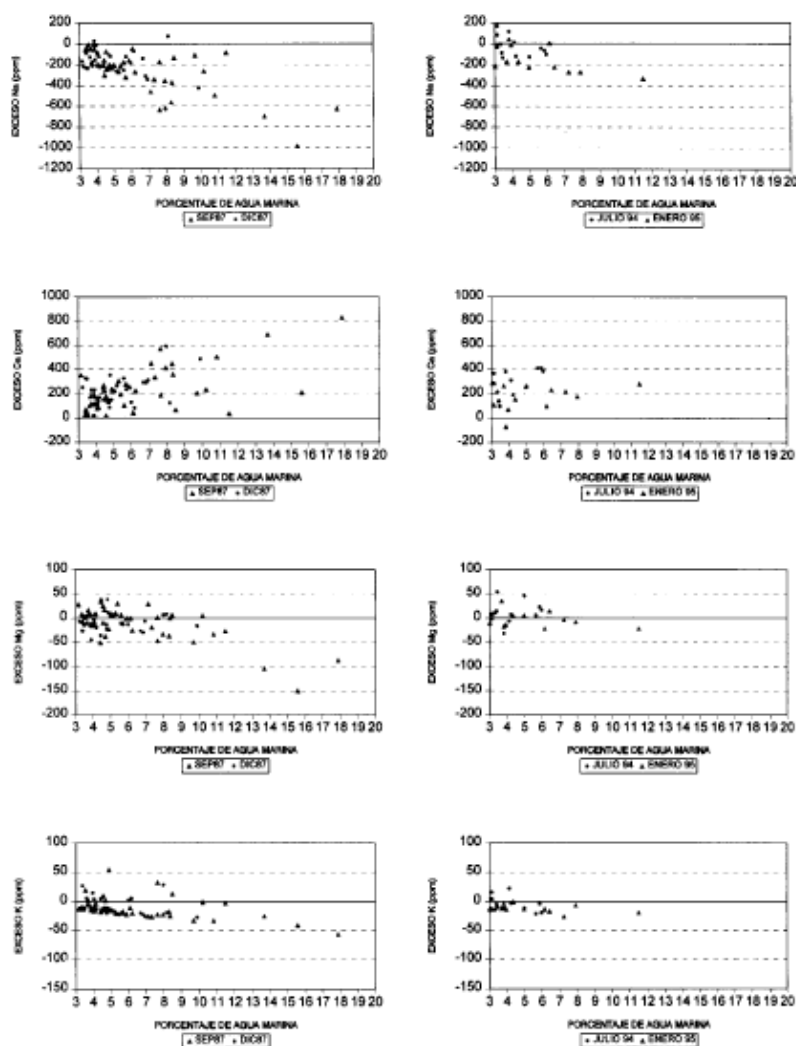


Figura 3.3.4.8 Excesos (déficits si los valores son negativos) de cationes respecto a la mezcla teórica (en sistema cerrado) de agua dulce y agua marina, dada como porcentaje de agua marina, en el acuífero de Xàbia. El predominio de déficit de Na y de exceso de Ca caracteriza una progresiva intrusión marina en los periodos 09-1987 a 12-1987 y 07-1994 a 01-1996 (Boluda et al., 1997a; 1999). El efecto de cambio iónico es más marcado en el primer periodo, que es el de intrusión marina más activa. La primera columna es para el periodo septiembre-diciembre 1987 y la segunda de septiembre 1994 a enero 1995 y se representan de arriba abajo las concentraciones de Na, Mg y K.

Xàbia tiene su propio servicio de agua potable y dispone de una desalinizadora de agua marina, además de los pozos tradicionales de suministro. Su construcción se decidió en la fuerte sequía de 1999, en la que la población de se vio forzada a alimentar la red de abastecimiento urbano con agua salina captada en pozos costeros para al menos poder atender a los usos sanitarios domésticos [BBN]. El deterioro de los electrodomésticos fue muy sensible. Actualmente se dispone de una desalinizadora de agua marina, con buena utilización. El agua producida en parte se exporta a otros municipios. También hay captaciones mediante pozos en el interior del territorio.

La desalinizadora de Xàbia se alimenta de agua salina de pozos profundos costeros en carbonatos karstificados cretácicos invadidos por agua marina y situados bajo un nivel arcilloso de 70 m de espesor y del acuífero superior de la Plana de Xàbia de 50 m de potencia. El rechazo se lleva a la antigua desembocadura del río Gorgos, donde se fuerza su mezcla con agua marina antes del vertido. Esta solución es similar a la adoptada en las dos plantas desalinizadoras de Alicante.

Para el abastecimiento, las áreas de Dénia y Xàbia, con acuíferos costeros de la Depresión de Benissa y Montgó, entre los acuíferos kársticos, y de Ondara-Dénia y Xàbia, forman un conjunto relacionado, con puntos en común. Uno de los problemas de salinización más destacados se da en los acuíferos porosos, ya que afectan a abastecimientos urbanos.

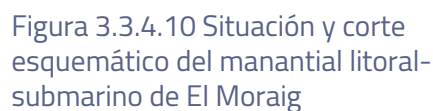
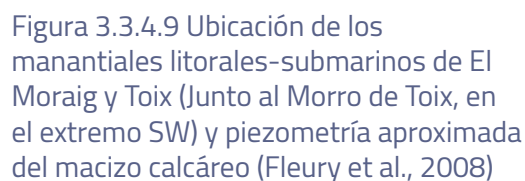
La existencia de varias áreas urbanas importantes y acuíferos pequeños muy compartimentados dificulta la solución, aumenta la precariedad y eleva los costes. Se han preparado planes de gestión (IGME-DPA, 2002), que actualmente incluyen la desalinización de agua marina y la desalobración de agua subterránea. Se ha propuesto substituir extracciones en la Marina Alta por agua de mar desalinizada de la planta de Xàbia, cuya capacidad nominal es de 9,5 hm³/año, pero el volumen substituido es menor que el actual déficit del área Ondara-Dénia.

Para alimentar a las plantas desalinizadoras y deslobradoras, en Xàbia se utilizan pozos con agua marina, agua superficial salobre en Denia y agua de pozos

salobres en Calp y otros municipios menores. Estas plantas son municipales y tienen concesión para extraer el agua salada y salobre. No está definido como debe crecer la capacidad. Parece que deberían unirse. El principal problema es la falta de demanda del agua producida en invierno. El vertido de los rechazos de las plantas es a barrancos en lugares próximos al mar. No originan problemas en Xàbia y Calp. El vertido al barranco de Dénia está en revisión administrativa [JFP].

El acuífero de la **Depresión de Benissa**, que contiene a Calp y Benissa, contiene una potente formación de carbonatos con notable karstificación (IGME-DPA, 2002). Toman contacto con el mar a lo largo de más de 10 km. La recarga media de este acuífero se estimaba hasta hace poco en 15 hm³/año, pero estudios recientes del IGME y la DPA la han estimado en cerca de 40 hm³/año. La contaminación por agua marina puede penetrar en el territorio hasta 10 km, aunque irregularmente. Hay pozos con CE de 4–5 mS/cm a 9 km de distancia de la costa. La explotación se estima en 6–8 hm³/a [LRH, MFM y JAHB]. El acuífero es en buena parte cautivo bajo margas y sólo aflora en los bordes interiores. En la comunidad de Benitatxell, al sur de Xàbia, el agua es desalobrada en verano.

Existen manantiales litorales con desarrollo submarino, pero parece que no hay aún un estudio de detalle termográfico ni se ha hecho investigación apoyada en el conocimiento de los pescadores locales. Destacan las surgencias costeras de El Moraig y de Toix. Se comentan en la Sección 2.5 del Capítulo 2. La Figura 3.3.4.9 muestra la ubicación de esos manantiales (el de Toix en el extremo SW, junto al morro de Toix). La Figura 3.3.4.10 es un corte esquemático del manantial de El Moraig. Las Figuras 3.3.4.11, 3.3.4.12a y 3.3.4.12b muestran el funcionamiento idealizado. Mientras unos investigadores suponen que El Moraig y Toix están relacionados, otros los consideran independientes dada la gran distancia que los separa (>20 km). La surgencia de Toix descarga agua en épocas húmedas pero es un sumidero de agua marina en épocas secas. En el interior del territorio se realizó una perforación de 1036 m de penetración a cota 635 m, capaz de proporcionar más de 100 L/s de agua prácticamente marina, pero no está en uso [LRH, MFM y JAHB].



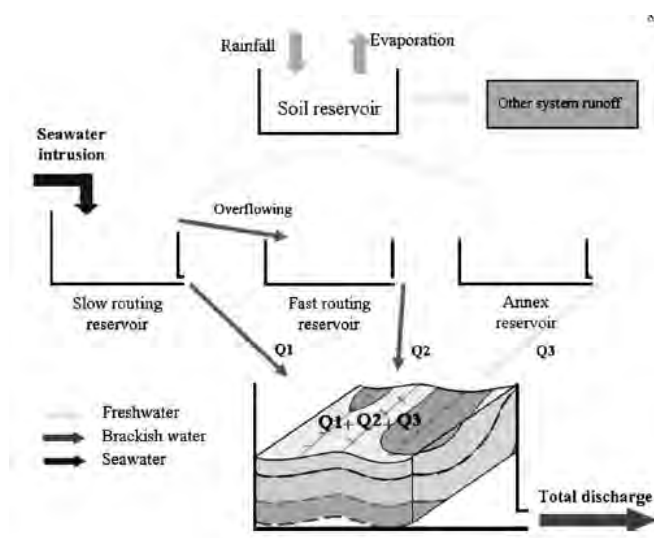


Figura 3.3.4.11 Idealización del funcionamiento de la posible conexión entre las surgencias de El Moraig y Toix (Fleury et al., 2008)

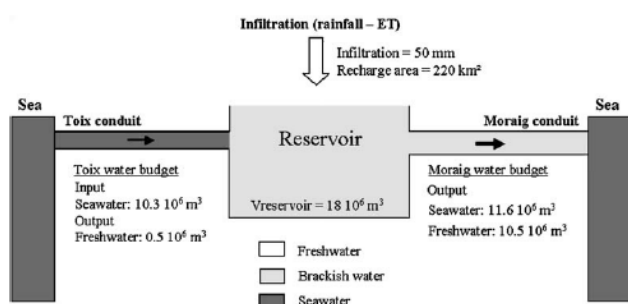


Figura 3.3.4.12a Idealización del funcionamiento del conjunto El Moraig-Toix para el periodo 03-1999 a 01-2000 (Fleury et al., 2008)

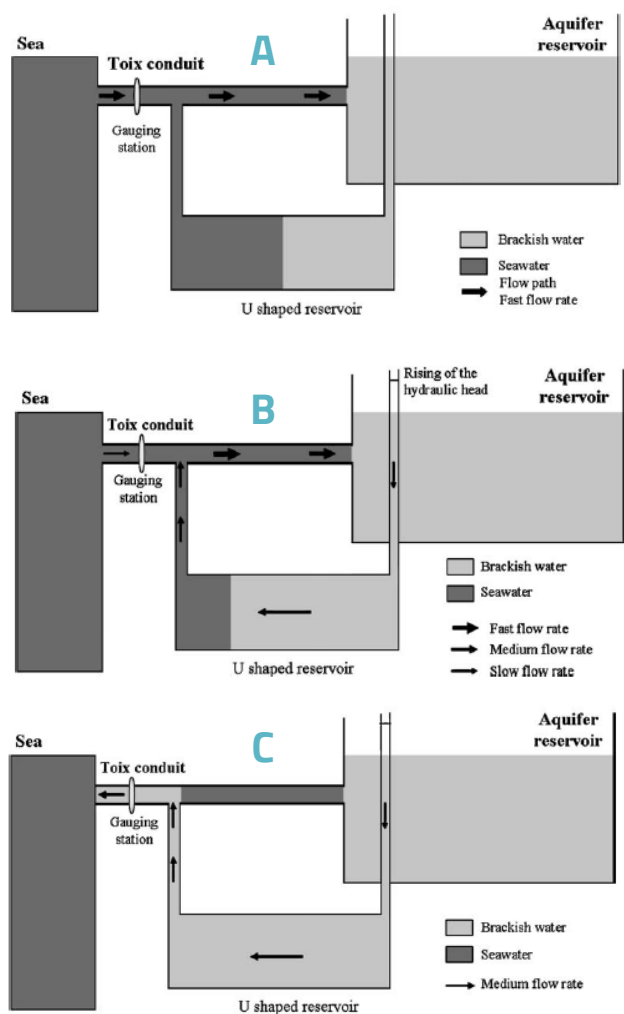


Figura 3.3.4.12b Idealización del funcionamiento de la surgencia de Toix. A: en estado de equilibrio, B: en la primera fase de una crecida y C: en la segunda fase de una crecida (Fleury et al., 2008)

En la Figura 3.3.4.13 se observa que, en el periodo 2006-2007, la conductividad eléctrica es normalmente superior a 23 mS/cm en el Moraig. Hay períodos frecuentes en que predomina la descarga al mar, como en julio de 2006, con una punta de 1,35 m³/s, evolucionando paulatinamente a sumidero, lo que se produce plenamente en el estiaje, aunque persistiendo

pequeñas pulsaciones de descarga al mar. El sumidero de Toix presenta entradas superiores a 0,5 m³/s, aunque con períodos de entre uno y dos meses de duración, correspondientes a eventos de recarga en el acuífero, en los que se comporta como surgencia, con puntas de hasta 4,1 m³/s.

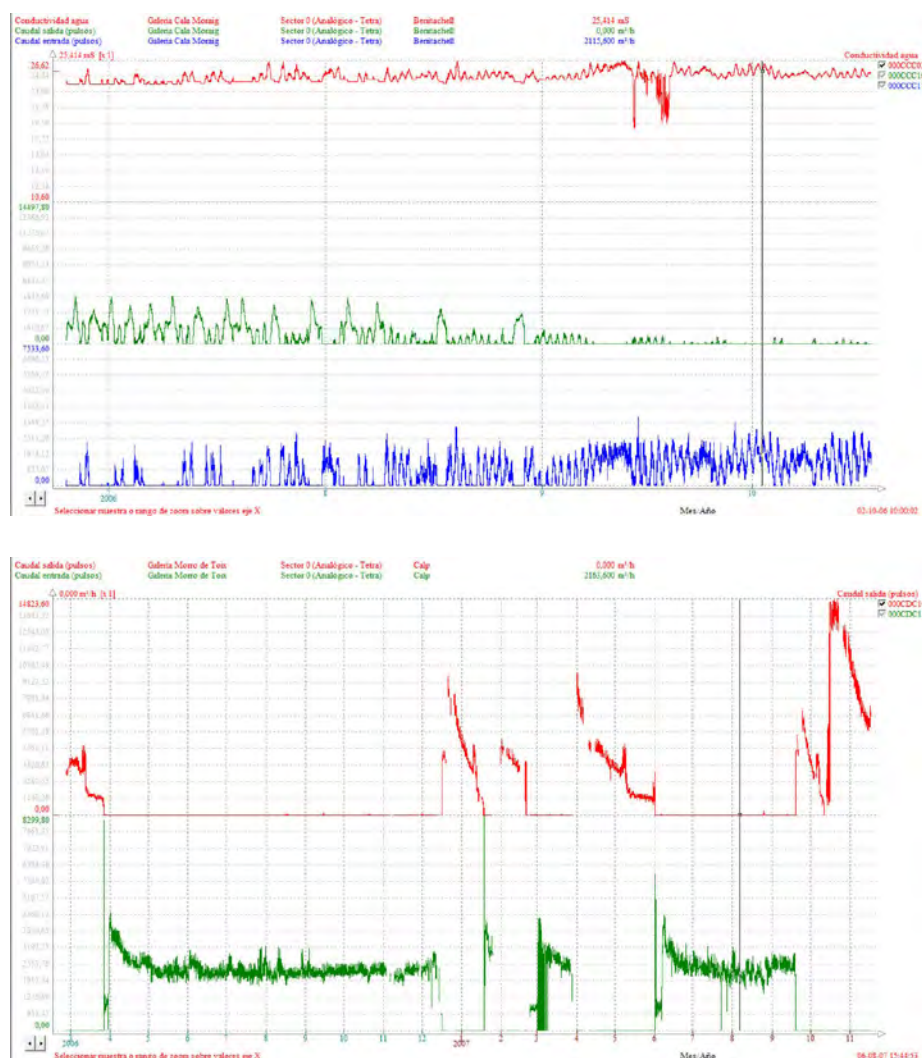


Figura 3.3.4.13. Evolución de caudales y conductividad eléctrica en las surgencias /sumideros submarinos de Moraig y Toix, telecontrolados por el Ciclo Hídrico de la DPA

En el territorio interior se drenan unos 600 L/s por una galería que tiene una comunidad de usuarios. Los pozos de Xàbia del interior del territorio pueden haber afectado a la descarga de la galería y ahora se tiene que bombear en verano. No se han producido indemnizaciones, los usuarios han reclamado a la CHJ y han llevado a cabo actuaciones propias para tratar de paralizar esos pozos.

La importante penetración de la intrusión marina en el acuífero, pese a su reducido índice de explotación, ha provocado que cinco de los ocho municipios que se asientan sobre el acuífero hayan recurrido a plantas de tratamiento del agua salobre o a mezcla con aguas de otros acuíferos para asegurar su abastecimiento. Calpe cuenta para su uso urbano con 2 desalobradoras que tratan el agua captada en 4 pozos notablemente salinos en el acuífero de la Depresión de Benissa. No

extrae agua del área interior para evitar conflictos. En la reciente sequía de 2015, Xàbia decidió que necesitaba toda el agua producida en la desalinizadora en su territorio y se desligó de los compromisos de suministro de agua con Teulada–Benitatxell. Esto ha originado un enfrentamiento local. La DPA, con la asesoría del IGME, trabaja actualmente en resolver el problema mediante la construcción de nuevos pozos y la adecuación de diversas instalaciones.

Los problemas de salinidad que sufre la población del conjunto Dénia–Calpe son debidos principalmente a la falta de gobernanza y previsión de actuaciones. En caso de sequía, con pequeñas conexiones adicionales y una gestión más global se podría aportar más agua desalinizada, pues hay capacidad de producción. Pero en algunos casos no existe contrato de suministro de la potencia y energía eléctrica necesaria, con independencia de la habitual dificultad de acuerdo en la distribución de los costes económicos adicionales entre los municipios beneficiados [JFP].

La elevada salinidad del acuífero en su zona más litoral ha propiciado que pueda ser utilizado para la eliminación de las aguas residuales tratadas de algunas

urbanizaciones. El desconocimiento que se tenía en el momento de iniciarse estas actuaciones, hace unos 20 años, llevó a que se llegará a inyectar agua residual en un sondeo que intersectaba uno de los conductos de El Moraig [BBN]. En la actualidad, las aguas tratadas se vierten con autorización a través de 12 sondeos muy próximos a la costa, donde el acuífero se encuentra totalmente salinizado e invadido por el agua marina, lo que propicia una dispersión/difusión importante de los efluentes. Los controles químicos del agua marina costera no han reflejado ningún indicio de contaminación.

La parte de la **Marina Baja** entre Altea y La Vila Joiosa (Vilajoyosa), con Benidorm en su parte central, no tiene actualmente problemas relevantes de intrusión marina ya que apenas se explotan las aguas subterráneas al disponer de aportaciones externas de agua y uso agrícola de las aguas urbanas tratadas (Murillo Díaz y Castaño Castaño, 2003), como muestra la Figura 3.3.4.14. La explotación del acuífero del Cuaternario es en todo caso local, por hoteles, en general en relación con geotermia de baja entalpía y para llenado de piscinas [LRH, MFM y JAHB].

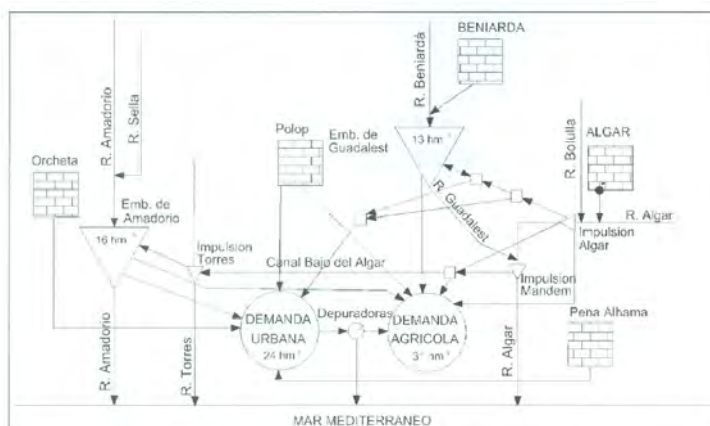
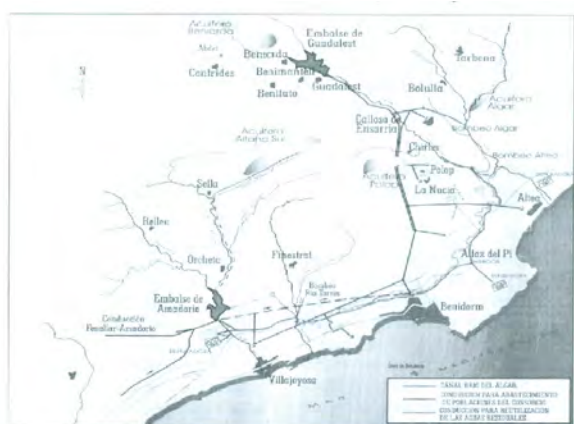


Figura 3.3.4.14 Esquema simplificado del sistema de agua en alta del área costera de la Marina Baja (Murillo Díaz y Castaño Castaño, 2003)

La Diputación Provincial de Alicante, que tiene la responsabilidad de apoyo al abastecimiento de las pequeñas poblaciones, además del uso de reservas de los acuíferos (MASE, 2015), considera interesante utilizar estos acuíferos costeros y controlar su explotación para su utilización en usos urbanos no restringidos (Rodríguez et al., 2012).

El Ciclo Hídrico de la DPA ha realizado una propuesta de zonación para la posible utilización del acuífero

Benidorm–Altea para 1) captar de agua para desalar en el Plioceno o Cretácico, 2) para inyectar residuos en las formaciones carbonatadas profundas y 3) para captar de agua del acuífero detrítico para usos urbanos no restringidos (Figura 3.3.4.15).

En el área de Sant Joan–Benidorm los problemas de salinización son de origen natural y no son relevantes actualmente al haberse solucionado con infraestructura hidráulica [JFP]. La Entitat de Sanejament de la

Generalitat Valenciana ha acoplado a la EDAR de Benidorm una ósmosis inversa para reducir la salinidad y hacer posible la utilización agrícola a través del Consorcio de La Marina Baixa [JFP]. En Benidorm se reutiliza el 50–60% del agua residual depurada.

No hay problemas especiales de salinidad en La Vila Joiosa, salvo contenidos elevados de sulfatos procedente de las rocas Triásicas.

En el acuífero de **Sant Joan d'Alacant-Campello** (Figura 3.3.4.16), a pesar de la escasa explotación, la

intrusión marina alcanza gran penetración. La Diputación de Alicante ha propuesto distintas posibilidades de utilización de sus aguas y su capacidad de transmitir fluidos.

El abastecimiento de la Mancomunidad de Canales de Taibilla y Riegos de Levante llega a Sant Joan d'Alacant y Campello, junto a Alacant. No hay uso de agua subterránea, salvo el doméstico. Lo mismo sucede en Sant Vicent del Raspeig y Alacant, con similares problemas de alto contenido en SO_4 de origen triásico en algunos casos.

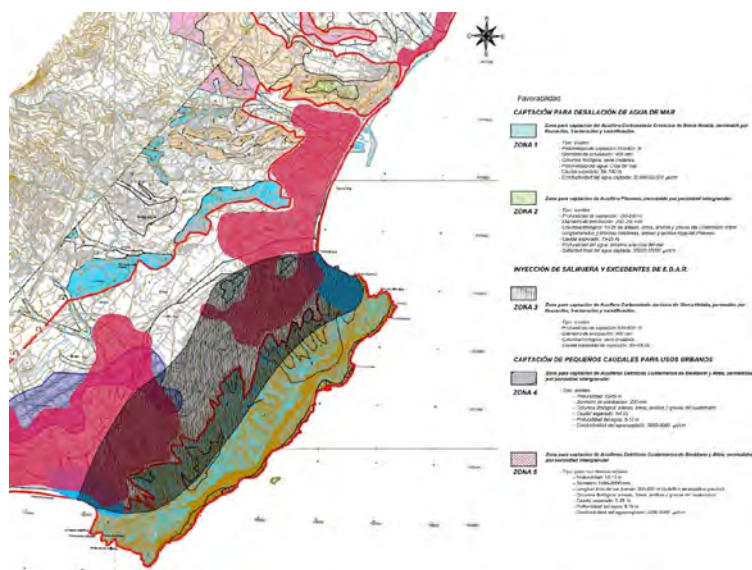


Figura 3.3.4.15 Propuesta de zonación para posible utilización del acuífero Benidorm-Altea para captar de agua para desalar en el Plioceno o Cretácico, o para inyección de residuos en el carbonatado profundo, o para captar el acuífero detrítico para usos urbanos no restringidos (Ciclo Hídrico de la DPA 2012)

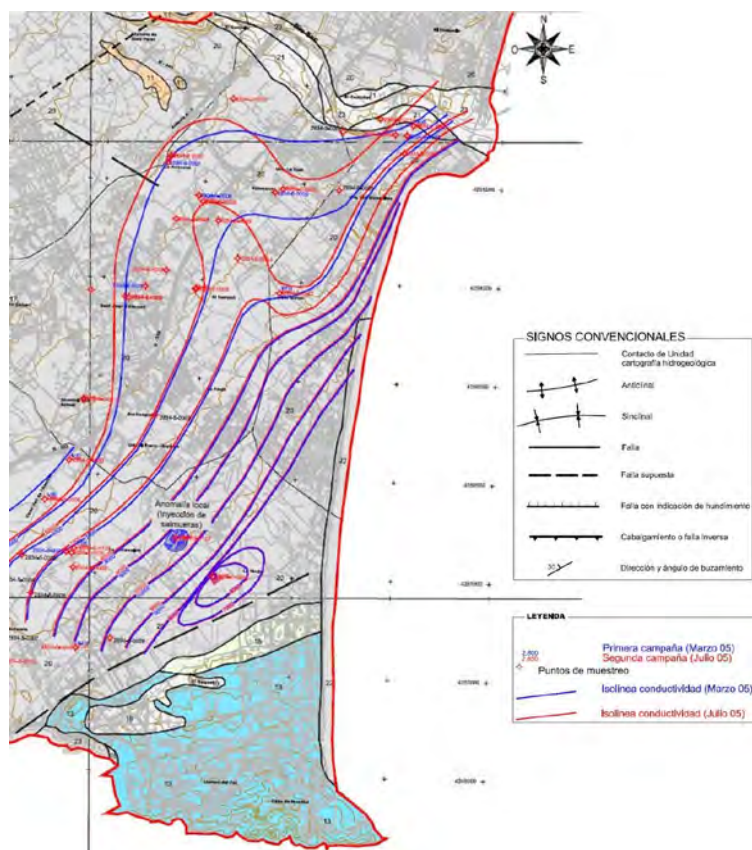


Figura 3.3.4.16 Líneas de igual conductividad eléctrica del agua del acuífero Sant Joan-Campello (Ciclo Hídrico de la DPA 2012)

La zona costera de **L'Alacantí** y del **Baix Vinalopó**, que incluye a Alacant (Alicante) y Elx (Elche), no tiene actualmente problemas significativos derivados de intrusión marina, por la escasa utilización de las aguas subterráneas. Los acuíferos son pobres y pueden contener agua algo salina natural, en parte por la aridez climática y en parte por aporte de yeso natural. La Universitat d'Alacant está estudiando la desalobración por ósmosis inversa de esas aguas para mantenimiento de zonas verdes y su posible recarga para recuperación posterior. El abastecimiento se hace con agua canalizada desde el interior del territorio y agua marina desalinizada y, en la parte sur, con aportaciones de la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, en la parte que corresponde a la Demarcación Hidrográfica del Segura.

El acuífero de la **Vega Baja del Segura** sufre intrusión marina antigua con penetración significativa del agua salobre tierra adentro. Si bien la utilización de las aguas subterráneas es escasa por disponer de recursos externos, esta circunstancia limita las posibilidades de utilización del acuífero en épocas secas mediante pozos de sequía, por la deficiente calidad del agua. Además, el agua subterránea drenada por los cauces contribuye a la salinidad del tramo bajo del río Segura. La salinidad es alta (agua salobre) en la albufera de Santa Pola y en el Fondo (Hondón) de Elx (Elche). En el Realengo existe un pozo surgente con CE de 15 mS/cm. En el área se dispone de 35 hm³/a de aguas salobres y aguas urbanas depuradas. Existen pozos de sequía en la Sierra de Orihuela (Oriola), pero ya no se utilizan por su salinidad. Hay unas 30 desalobradoras de los regantes [LRH, MFM y JAHB].

El extremo S de la provincia de Alicante, a partir de Guadiamar del Segura, corresponde a la Demarcación Hidrográfica del Segura.

En el entorno del área lagunar (Salinas de La Mata y Salinas de Torrevieja), incluyendo Guadiamar de Segura, Torrevieja, San Miguel de Salinas y Cabo Roig, no hay uso importante de agua subterránea para abastecimiento. Para cubrir la demanda de agua de abastecimiento y para ciertos usos agrícolas se dispone de los aportes del Transvase Tajo–Segura, a través de la Mancomunidad de Canales del Taibilla.

En el área costera de **Torrevieja**, a principios de la década de 1980 se perforaron decenas de sondeos de extracción de agua subterránea, principalmente para riego agrícola. En 10–15 años el acuífero se salinizó.

Desde hace unos 20 años, la situación de intrusión marina, sobre todo en el sector central del acuífero, provocó que casi no se utilizasen la mayor parte de los sondeos. La elevada salinización apuntaba a una problemática no asociada a procesos de intrusión. Las aguas de bombeo eran mezcladas con otros recursos externos gestionados por las comunidades de regantes. Las explotaciones agrícolas mantienen niveles piezométricos de hasta –40 m. Existe un modelo preliminar de simulación de flujo (de densidad variable) y un modelo gestión de salmueras de rechazo [JLGA y JHD].

En Cabo Roig se perforaron decenas de sondeos de extracción de agua subterránea, principalmente para el abastecimiento a urbanizaciones costeras construidas a principios de la década de 1980. En 10–15 años el acuífero se salinizó. Desde hace unos 20 años, la situación de intrusión marina, sobre todo en el sector central del acuífero, provocó que casi no se utilizasen la mayor parte de los sondeos, quedando tan sólo algún pequeño núcleo de explotación aislado en la parte más interior del acuífero para complementar el abastecimiento a pequeñas urbanizaciones y en su borde suroeste para el regadío extensivo en fincas con significativa producción agrícola. La Figura 3.3.4.17 muestra la concentración de cloruro en las aguas subterráneas en el acuífero de Cabo Roig en 2010. El acuífero tiene conexión con el mar en su sector central y NE y quizás en el S. La Figura 3.3.4.18 muestra la piezometría y cortes hidrogeológicos simplificados que muestran la intrusión marina y como esta afecta a las captaciones de agua subterránea. Existe un modelo de simulación de flujo y también un modelo de gestión de salmuera de rechazo mediante inyección profunda, analizando diferentes escenarios de explotación. Se valoró el efecto que produciría sobre la recarga la disminución de los afloramientos permeables del Plioceno dentro del área del acuífero, al ser ocupados por el desarrollo urbanístico [JLGA y JHD].

La salinidad del acuífero de Cabo Roig puede llegar a ser muy elevada (Figura 3.3.4.19). Los registros de conductividad eléctrica y temperatura en sondeos muestran un aumento con la profundidad, escalonado, desde 1 hasta más de 40 μ S/cm. En algunos casos en que el crecimiento en profundidad no se produce o es pequeño, cabe pensar que es a causa de flujos verticales de agua dentro del sondeo, aunque esto no ha sido estudiado. Estas aguas subterráneas de alta salinidad en profundidad podrían ser utilizadas para abastecer la planta de desalinización de Torrevieja. Esto ha sido estudiado en diferentes escenarios con un modelo nu-

mérico de flujo y salinidad tipo FEFLOW (IGME, 2007a; Romero et al., 2007a; 2007b; Mediavilla et al., 2007), para analizar como tal extracción de agua salada afectaría a las captaciones de abastecimiento y agrícolas

del interior. Se concluye que la toma para alimentar la planta de desalinización aumenta la salinización de los pozos de forma similar a la que produciría un incremento de las extracciones de 6 hm³/año.

Figura 3.3.4.17 Concentración de cloruro en las aguas subterráneas en el acuífero de Cabo Roig en 2010, según datos de la red de la CHJ (Gómez Gómez, 2012)

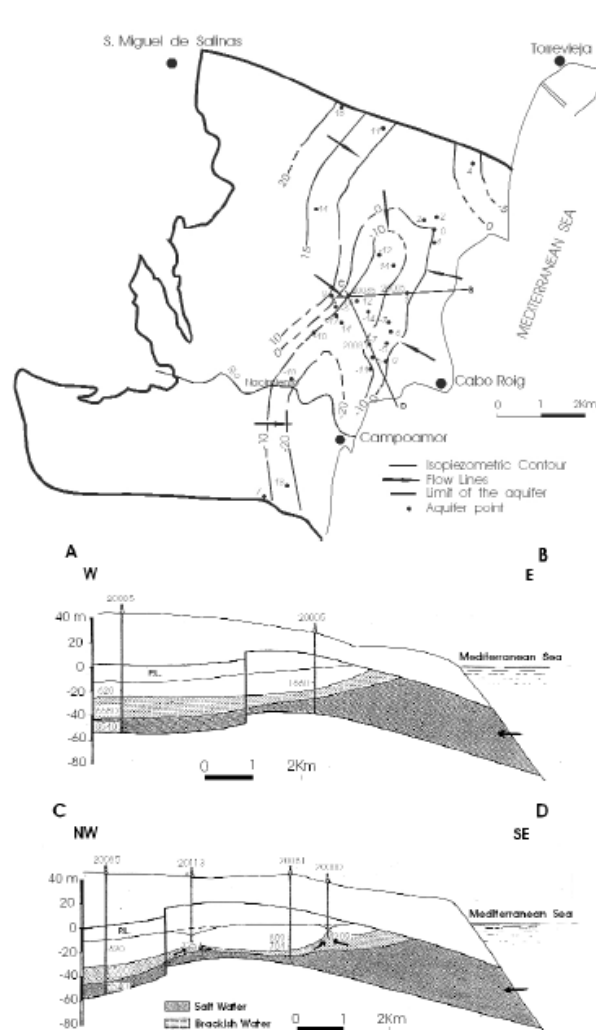


Figura 3.3.4.18 Piezometría del área de Cabo Roig y cortes hidrogeológicos simplificados que muestran la intrusión marina y como esta afecta a las captaciones de agua subterránea (Rodríguez Estrella, 2004)

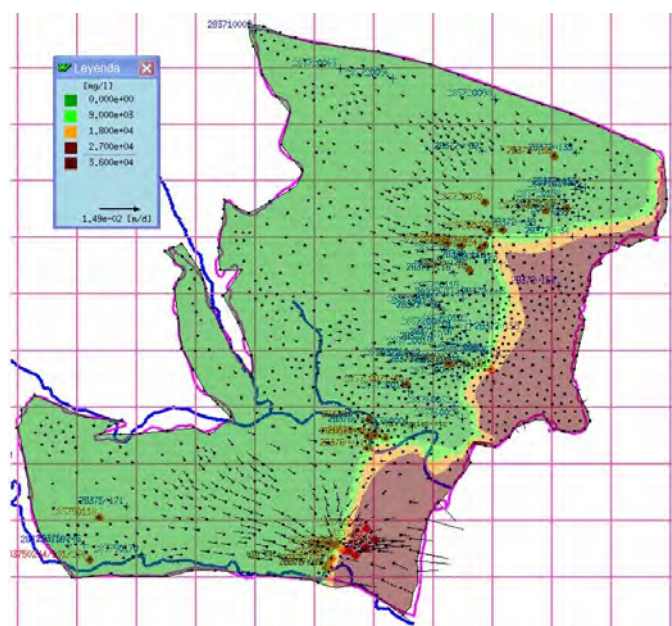


Figura 3.3.4.19. Salinidad total en mg/L en el muro del acuífero de Cabo Roig en 2011 según trabajos IGME-Ciclo Hídrico de la DPA-UPM de 2011

El conjunto, junto a los humedales de las Salinas de Torrevieja, ha sido estudiado en varias ocasiones por el IGME (IGME, 2002; 2007a; Murillo et al., 2007; CHS, 2004; García-Aróstegui et al., 2003; Hornero Díaz et al., 2003). La intensa explotación ha creado una fuerte depresión piezométrica próxima a la costa, con

aumento de intrusión marina y formación de conos salinos ascensionales (Figuras 3.3.4.17 y 3.3.4.18).

En Pilar de la Horadada, en el extremo más meridional de la Provincia de Alicante, se produce agua salobre de drenaje de terrenos.

3.3.5 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

José Miguel Andreu Rodes. Prof. Universitat d'Alacant
Bruno J. Ballesteros Navarro. Unidad territorial del IGME en Valencia

Nuria Boluda Botella. Prof. Universitat d'Alacant
Miguel Fernández Mejuto. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante

Juan Antonio Hernández Bravo. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante

M^a Carmen Montoro Caverio. Confederación Hidrográfica del Júcar

Ignacio Morell Evangelista. Prof. Universitat Jaume I. Castelló de la Plana

Luis Rodríguez Hernández. Jefe Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante

3.3.6 Referencias sobre los acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[ASH] Andrés Sahuquillo Herráiz. Prof. Emérito U. Politécnica de Valencia

[BBN] Bruno J. Ballesteros Navarro. Dir. Unidad Territorial IGME. Valencia

[IME] Ignacio Morell Evangelista. Prof. U. Jaume I. Castelló de la Plana
 [JAHB] Juan Antonio Hernández Bravo. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
 [JFP] Javier Ferrer Polo. Comisario de Aguas. Conf. Hidrogr. Júcar. Valencia
 [JHD] Jorge Hornero Díaz. Unidad Territorial del IGME en Murcia
 [JLGA] José Luis García Aróstegui. Unidad Territorial del IGME en Murcia
 [LRH] Luis Rodríguez Hernández. Jefe Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
 [MFM] Miguel Fernández Mejuto. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
 [NBB] Nuria Boluda Botella. Prof. Universitat d'Alacant
 [TEM] Teodoro Estrela Monreal. Jefe Planif. Conf. Hidrogr. Júcar. Valencia
 [VE] Vicente Embou. Comunitat General d'Usuaris de La Vall d'Uixó.

{BBN} Bruno J. Ballesteros Navarro. Dir. Unidad Territorial IGME. Valencia
 {CMC} Carmen Montoro Caverio. Conf. Hidrográfica del Júcar. Valencia
 {IME} Ignacio Morell Evangelista. Prof. Universitat Jaume I. Castelló de la Plana

Andreo, B., Vías, J.M., Mejías, M., Ballesteros, B.J., Martín, A.I. (2007). Estimación de la recarga mediante el método APLIS en el acuífero jurásico de El Maestrazgo (Castellón, NE España). III TIAC, Almería. I: 893–902.

Antón–Pacheco, C., Ballesteros, B.J., Mejías, M.; de Miguel, E., Gumiel, J.C., Gómez, J.A., Callejo, P. (2007). Identificación y cartografía de surgencias costeras en el acuífero kárstico de El Maestrazgo (Castellón) mediante técnicas de teledetección aeroportada en el infrarrojo térmico. Boletín Geológico y Minero 118 (número especial): 649–670.

Ballesteros, B.J. (2003). Estado y evolución de los procesos de intrusion marina en la Unidad Hidrogeológica 08.38 Plana de Gandía–Denia (Valencia–Alicante, España). II TIAC, Alicante, I: 585–596.

Ballesteros, B.J., López Gutiérrez, J., Grima, J. (2003). Estado y evolución de los procesos de intrusion marina en la Unidad Hidrogeológica 08.47 Peñón–Montgó–Bernia (Alicante, España). II TIAC, Alicante, I: 597–608.

Ballesteros, B., Ocaña, L., López, J., Rodríguez, L. (2005). Contribución de las técnicas isotópicas y de las relaciones hidroquímicas al conocimiento de los mecanismos que rigen los procesos de salinización en un acuífero kárstico litoral de la provincia de Alicante, España. En. X. Vila, M.C. Cabrera y M. Valverde. SHAS, 21:185–192.

Ballesteros, B.J., Domínguez, J.A. (2007). Identificación y caracterización geométrica de las formaciones acuíferos que configuran el sustrato de la zona húmeda de Pego–Oliva (Alicante–Valencia). III TIAC, Almería. SHAS, I: 23–32.

Ballesteros, B.J., Marina, M., Mejías, M., Domínguez, J.A. (2007). Caracterización hidroquímica del acuífero carbonatado profundo de El Maestrazgo (Castellón). En: Los Acuíferos Costeros: Retos y Soluciones. TIAC 07. 23: 549–564.

Ballesteros, B.J., Domínguez, J.A., García Menéndez, O., Díaz–Losada, E., Rosado Piqueras, S. (2012). Comportamiento de la interfase salina en un acuífero kárstico litoral en régimen natural. El Maestrazgo (Castellón–España). IV TIAC, Alicante, I: 213–226.

Bayó, A., Loaso, C., Aragonés, J.M., Custodio, E. 1992. Marine intrusion and brackish water in coastal aquifers of Southern Catalonia and Castelló (Spain): a brief survey of actual problems and circumstances. In: Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers. 12th SWIM, Barcelona: 741–766.

Blasco, M.P. (1988). Estudio hidroquímico del acuífero del Cuaternario de Jávea (Alicante). Tesis Doct., Universidad de Alicante: 1–355.

- Boluda, N., Sempere, C., Ruiz Beviá, F. (1997a). Evolución de la intrusión marina en el acuífero Cuaternario de Jávea (Alicante). I Congreso Ibérico de Geoquímica, VII Congreso de Geoquímica de España. Soria: 458–465
- Boluda, N., Sempere, C., Ruiz Beviá, F. (1997b). Hidrogeoquímica de la intrusión marina del acuífero Cuaternario de Jávea (Alicante). I Congreso Ibérico de Geoquímica, VII Congreso de Geoquímica de España. Soria: 466–471.
- Boluda, N., Andreu, J.M., Hernández, A., Sempere, C., Pulido Bosch, A. (1999). Evolución y estado actual de la intrusión marina en el acuífero de Jávea (provincia de Alicante). Boletín Geológico y Minero, 110 (2): 185–196.
- CHS (2004). Asistencia técnica para el estudio de cuantificación del volumen anual de sobreexplotación de los acuíferos de la unidad hidrogeológica 07.48 terciario de Torre Vieja y del acuífero 07.31.145 Cabo Roig.
- De la Orden Gómez, J.A., Murillo, J.M. (2003). La recarga artificial en el acuífero de Vergel (Alicante, España) como técnica paliativa de los efectos de la intrusión marina y su evaluación mediante modelación matemática. II TIAC, Alicante, I: 767–776.
- Domínguez, J.A., Ballesteros, B.J. (2011). Identificación de descargas submarinas en la plataforma continental mediterránea procedentes del acuífero kárstico de El Maestrazgo (España). TIAC 12. Alicante: 255–270.
- DPA (2005). Prospección geofísica mediante tomografía eléctrica y sondeos electromagnéticos en el término municipal de Pego (Provincia de Alicante). Fondo documental de la Diputación Provincial de Alicante.
- Espinosa, S., Custodio, E., Loaso, C. 2014. Estimación de la recarga media anual de acuíferos: aplicación a la Vall Baixa de l'Ebre. En: J. Gómez-Hernández y J. Rodrigo-Illari (eds.), II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas, Valencia. Ed. Universitat Politècnica de València: 285–301. (electr.).
- Esteller, M.V., Morell, I., Pulido Bosch, A., Giménez, E. (1989). Posibilidades de recarga artificial en el sector nororiental de la Plana de Castellón. La Sobreexplotación de Acuíferos, Almería. Temas Geológico–Mineros, 10 (I). I: 229–244.
- Ferrer, J., Fidalgo, A., Estrela, T., Esnaola, J.M. (2007). Metodología para la evaluación del riesgo por intrusión marina en las masas de agua subterránea costeras y resultados de su aplicación en la Confederación Hidrográfica del Júcar. II TIAC, Alicante, I: 751–760.
- Fidalgo, A., Ferrer, J., Estrela, T., Escuer, J. (2007). Caracterización de la intrusión marina en las aguas subterráneas de la franja litoral de la cuenca del Júcar y propuestas metodológicas para la aplicación de las directivas europeas 2000/60/CE y 2006/118/CE. Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 725–744.
- Fidelibus, M.D., Giménez, E., Morell, I., Tulipano, L. (1992). Salinization processes in the Castellon Plain aquifer (Spain). 12th SWIM, Barcelona: 267–283.
- Fleury, P., Bakalowicz, M., de Marsily, G., Cortes, J.M. (2008). Functioning of a coastal karstic system with a submarine outlet, in southern Spain. Hydrogeology Journal 16(1):75–85
- García-Arostegui, J.L., Aragón, R., Hornero Díaz, J. (2003). Situación de los acuíferos costeros de Cabo Roig y Torre Vieja (Alicante, España) en relación con la explotación intensiva de sus recursos hídricos. II TIAC, Alicante, I: 445–452.
- García-Menéndez, O., Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., Ballesteros, B.J. (2015) Hydrogeochemical and hydrodynamic effects in an artificial recharge experience in a salinized coastal aquifer (Vall de Uxó, Spain). 42nd IAH Congress: Hydrogeology: Back to the Future, Rome, Italy. https://www.aqua2015.com/cms/uploads/pdf/abstract_712-aqua2015.pdf. Accessed 08-04-16.

- García-Menéndez, O., Morell, I., Ballesteros, B.J., Renau-Pruñonosa, A., Renau-Llorens, A., Esteller, M.V. (2016). Spatial characterization of the seawater upconing process in a coastal Mediterranean aquifer (Plana de Castellón, Spain): evolution and controls. *Environmental Earth Sciences*, 75:728-XXX.
- García-Orellana, J., García-Solsona, E., Masqué, P., Ballesteros, B., López, J., Mejías, M., Marina, M. (2006). Evaluación de la descarga de un manantial costero mediante isótopos de radio: las fuentes de Alcocebre (Castellón). En: López Geta, J.A., Fernández Rubio, R. y Ramos González, G. (ed.), *Las Aguas Subterráneas en los Países Mediterráneos. AQUAinMED 2006*. Publicaciones del IGME. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 17: 201–310.
- García-Solsona, E., García-Orellana, J., Masqué, P., Rodellas, V., Mejías, M., Ballesteros, B., Domínguez, J.A. (2010). Groundwater and nutrient discharge through karstic coastal springs (Castelló, Spain). *Biogeosciences*, 7: 2625–2638.
- Giménez-Forcada, E., Morell Evangelista, I. (1988a). La intrusión marina en los acuíferos de la provincia de Castellón. I TIAC, Almuñécar, III: 99–109.
- Giménez-Forcada, E., Morell Evangelista, I. (2008b). Contributions of boron isotopes to understanding the hydrogeochemistry of the coastal detritic aquifer of Castellon Plain, Spain. *Hydrogeol. Journal*, 16: 547–557.
- Giménez, E., Morell, I. (1991). Reflexiones sobre la utilización of iones menores para caracterizar la intrusión marina III SIAGA, Córdoba, I: 401–412.
- Giménez, E., Morell, I. (1992). Boro como trazador de contaminación en el acuífero de la Plana de Castellón. SH, Alicante, HRH, XVI: 285–292.
- Giménez, E. (1994). Caracterización hidrogeoquímica de los procesos de salinización del acuífero detrítico costero de la Plana de Castellón. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.
- Giménez Forcada, E., Fidelibus, M.D., Morell, I. (1995). Metodología de análisis de facies hidroquímica aplicada al estudio de la intrusión marina en acuíferos detríticos costeros Aplicación a la Plana de Oropesa (Castellón). *Hidrogeología*, 11: 55–72.
- Giménez-Forcada, E., Vega-Alegre, M. (2015). Arsenic, barium, strontium and uranium geochemistry and their utility as tracers to characterize groundwaters from the Espadán–Calderona Triassic Domain, Spain. *Science of The Total Environment*: 599–612.
- Giménez, E., Morell, I. (1997). Hydrogeochemical analysis of salinization processes in the coastal aquifer of Oropesa (Castellón, Spain). *Environmental Geology*, 29(1/2): 118–131. VAL
- Giménez, E., de la Hera, A., Sanz, E., Alonso, A.M., Domínguez, A., Hidalgo, A., Diago, I., Alonso, C., Ramón-Laca, C. (2007). Caracterización hidrogeoquímica de la salinización en la plana de Sagunto. III TIAC, Almería I: 615–624.
- Gómez Gómez, J.D. (2003). Actualización del estado de la intrusión marina en el acuífero de la Plana de Sagunto (Valencia, España). II TIAC, Alicante, I: 87–94.
- Gómez Gómez, J.D. (2012). Litoral levantino. IV TIAC, Alicante, II: 55–96.
- Grima, J., Luque, J.A., Díaz-Losada, E., Iribarren, I. (2012). Análisis de la evolución espacial de la intrusión marina mediante la determinación de tendencias regionales. Aplicación al acuífero de la plana de Vinaroz–Peñíscola (Castellón). IV TIAC, Alicante, I: 451–463.
- Hornero Díaz, J.E.; Ramos, G.; Viñuelas Guillén, A.; Rodes, J.J.; Rodríguez Hernández, L. (2003). Procedimientos de control para evaluar el impacto de las extracciones de recursos subterráneos salobres en acuíferos salinizados de la zona Sur de la provincia de Alicante (España). II TIAC, Alicante, I: 723–732.

IGME (2002). Estudio de los recursos subterráneos de agua salobre en los acuíferos de Torrevieja y Cabo Roig, II Fase. Diputación de Alicante e Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 1-83.

IGME (2007a). Análisis y contraste de metodologías para la valoración del impacto de la extracción de agua en acuíferos costeros salobres: aplicación al acuífero de Cabo Roig (Alicante). Modelo de flujo subterráneo con densidad variable para simular la intrusión marina en el acuífero de Cabo Roig (Alicante). Diputación de Alicante: Ciclo Hídrico e Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 1-85.

IGME (2007b). Caracterización adicional Plana de Sagunto. Trabajos técnicos para la aplicación de la Directiva Marco del Agua en materia de aguas subterráneas. Convenio de colaboración entre la Dirección General del Agua y el Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

IGME–DPA (2002). Evaluación y ordenación de recursos hídricos en la Marina Alta (Alicante). Alternativas y Directrices (2ª Fase). Caracterización isotópica e hidroquímica de los acuíferos existentes en el entorno de la marjal de Pego–Oliva. Marina Alta (Alicante). Dputación Provincial de Alicante e Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

IGME–UJI (2009b). Propuesta de indicador de estado de intrusión marina. Aplicación a las masas de agua subterránea de la provincia de Castellón. Instituto Geológico y Minero de España y Dirección General del Agua/Universitat Jaume I, Madrid/Castelló.

López Gutierrez, J. (2003). Estado de la intrusión marina en la Unidad Hidrogeológica 08.25 Plana de Valencia Norte (sector oriental de la Península Ibérica). II TIAC, Alicante, I: 563–574.

López Gutierrez, J., Ballesteros, B.J., Grima, J. (2003). Estado de la intrusion marina en la Unidad Hidrogeológica 08.26 Plana de Valencia Sur (sector oriental de la Península Ibérica) (España). II TIAC, Alicante, I: 575–584.

Marina, M. (2006). Caracterización hidrogeológica de formaciones acuíferas profundas. Aplicación al acuífero regional jurásico de la unidad hidrogeológica 08.07, El Maestrazgo. Boletín Geológico y Minero, 117, Monográfico especial: 605–611.

Mediavilla, R., Murillo, J.M., Santisteban, J.I. (2007). La estratigrafía en la modelación matemática de los acuíferos. El caso del embalse subterráneo de Torrevieja (Alicante). Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 709–724.

Mejías, M., García–Orellana, J., Plata, J.L., Marina, M., García–Solsona, E., Ballesteros, B., Masqué, P., López, J., Fernández–Arrojo, C. (2008). Methodology of hydrogeological characterization of deep carbonate aquifers as potencial reservoirs of groundwater. Case of study: the Jurassic aquifer of El Maestrazgo (Castellón, Spain). Environmental Geology, 54(3): 521–536.

Morell, I. (1985). Caracterización hidroquímica de la intrusión marina en la Plana de Oropesa–Torreblanca, prov. Castellón. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.

Morell, I. (1989). Salinización por intrusión marina. Aspectos teóricos y metológicos. Aplicación a los acuíferos costeros de la provincia de Castellón. Diputación de Castellón. Castellón.

Morell, I. (2003). Acuíferos detríticos costeros. II TIAC, Alicante, II: 31–44.

Morell, I., Medina, J., Pulido–Bosch, A., Fernández–Rubio, R. (1986). The use of bromide and strontium as indicators of marine intrusion in the aquifer of Oropesa–Torreblanca, Castellón, Spain. 9th SWIM, Delft. Delft University of Technology: 61–72.

Morell, I., Giménez, E., Esteller, M.V. (1987). Ejemplo de utilización de registros verticales de conductividad, temperatura, pH y oxígeno disuelto; aplicación a los acuíferos de Oropesa–Torreblanca y Mocófar (Castellón). IV SH, Palma de Mallorca. HRH, XI: 171–183.

Morell, I., Giménez, E., Esteller, M.V. (1988). Comportamiento iónico y procesos físico–químicos en acuíferos detríticos costeros de las Planas de Oropesa, Castellón y Gandía (Comunidad Valenciana). Hidrogeología, 3: 21–33.

Morell, I., Giménez, E., Esteller, M.V. (1996). Application of principal component analysis to the study of salinization to the Castellón Plain (Spain). The Science of the Total Environment, 177: 161–171.

Morell, I., Ballesteros, B.J., García, O., Renau-Pruñonosa, A., Renau-Llorens, A., Rosado, S. (2014). Water recovery project: the first experience of deep injection in Castellón, Spain. Results of the first phase and next steps. DEMAU Workshop on Managed Aquifer Recharge and Emerging Micropollutants. Barcelona, Spain. <http://de-meau-fp7.eu/events/266>

Murillo Díaz, J.M., Castaño Castaño, S. (2003). Gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas en un sistema de explotación costero. Aplicación a la Marina Baja de Alicante. TIAC, I: 477–487

Murillo, J.M., Arce–Montejo, M., García–Lapresta, M. (2007). Estimación de la recarga natural en el acuífero costero de Torreveja (Alicante) mediante la aplicación del código VISUAL BALAN. III TIAC, Almería, I: 913–926.

Pérez-Martín, M.A. (2005). Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua, integrado en sistemas de información geográfica, para grandes cuencas. Aportación al Análisis de presiones e impactos de la Directiva Marco del Agua. Universidad Politécnica de Valencia.

PHJ (2014). Plan Hidrológico de Cuenca de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, ciclo 2009–2015 [aprobado por el Consejo del Agua de la Demarcación el 14 de marzo de 2014]. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia: <http://www.chj.es/eses/medioambiente/planificacionhidrologica/Paginas/Proyecto–Plan–Hidrologico–cuenca–2009–2015.aspx>

Plata, J.L., Riveira, M. (2007). Utilización de la gravimetría para definición de la geometría de acuíferos profundos: el caso del Maestrazgo. En: Los acuíferos costeros: retos y soluciones. TIAC'07. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 23: 343–352.

Pulido Bosch, A. (1976a). Salinización y recarga artificial en el Acuífero de Jávea (Alicante). I SH, Valencia. HRH II: 772–787.

Pulido Bosch, A. (1976b). Los bombeos de drenaje entre los ríos Jaraco y Girona. Consecuencias hidrogeológicas. I SH, Valencia. HRH, I: 760–771. .

Renau–Llorens, A. (2010). Elementos minoritarios y traza en la masa de agua subterránea 080.021 (Plana de Castelló). Origen y procesos asociados. Tesis doctoral. Universitat Jaume I, Castelló de La Plana.

Renau–Pruñonosa, A. (2013). Nueva herramienta para la gestión de las aguas subterráneas en acuíferos costeros. Volumen ecológico remediación (VER). Metodología y aplicación a la Plana de Oropesa–Torreblanca (MASub 080.110). Tesis Doctoral, Universidad Jaume I, Castelló de la Plana. ISBN: 978–84–695–7809–4.

Renau–Pruñonosa, A., Morell, I., Pulido, D. (2014). Ecological remediation volume (ERV) in coastal aquifers affected by seawater intrusion. Methodology and application in the Oropesa–Torreblanca Plain (Spain). In: E. Pardo–Igúzquiza et al. (eds), Mathematics of Planet Earth. Lecture Notes in Earth System Sciences: 521–525.

Renau–Pruñonosa, A., Morell, I., Pulido–Velazquez, D. (2016). Methodology to analyse and assess pumping management strategies in coastal aquifers to avoid degradation due to seawater intrusion problems. Water Resour. Manage. DOI 10.1007/s11269–016–1455–y

Rodríguez Hernández, L. (1980). Establecimiento de una red de control para la situación de la zona de mezcla en acuíferos detríticos costeros. Aplicación a los acuíferos de Pego y Jávea (Alicante). Jornadas Minero–Metalúrgicas, Huelva. Sec. V: 65–79.

Rodríguez, L., Hernández, J.A., Lupiani, E., Bueso, S., Delgado, S., Fernández–Mejuto, M., Maciá, C. (2012). Viabilidad del aprovechamiento de acuíferos costeros de la provincia de Alicante en usos urbanos. IV TIAC, Alicante, I: 607–617

Rodríguez Estrella, T. (2004) Decisive influence of neotectonics on the water connection between the Mediterranean Sea, Mar Menor and the Campo de Cartagena aquifers (South–East of Spain) 18 SWIM, Cartagena: 745–758.

Romero, P.L., Elorza, F.J., Murillo, J.M., García, J.L., Rodríguez, L.; Burdino, P. (2007a). Analysis of different management strategies in the Cabo Roig aquifer by means of variable density groundwater flow model. III TIAC, Almería: 471–480.

Romero, P., Elorza, F.J., Murillo, J.M., Rodríguez, L. (2007b). Simulación tridimensional del flujo de agua subterránea con densidad variable. Aplicación al problema de la intrusión marina en el acuífero de Cabo Roig (Alicante–España). Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 621–636.

Rubio Sánchez–Aguililla, F.M., Plata Torres, J.L., Navas Madrazo, J. (2003). Ensayo con sondeo de resonancia magnética en un acuífero costero de la provincia de Castellón (España). II TIAC, Alicante, I: 169–176.

Ruíz–Bevía, F., Prats, D., Gomis, V., Blasco, P. (1988). Salinización del agua en el sistema acuífero del Cuaternario de Jávea (Alicante). Demanda y Economía del Agua en España, 171–178.

Ruíz–Bevía, F., Gomis, V., Blasco, P. (1990). Application of factor analysis to the hidrogeochemical study of a coastal aquifer. Journal of Hydrology, 119: 169–177.

Sahuquillo, A. (2017). Water storage and conjunctive water use. In: J.R Ziolkowska and J.M. Peterson, Competition for Water Resources. Experiences and Management. Approaches in the US and Europe. Elsevier: 382–402. ISBN: 978-0-12-803237-4.

Sahuquillo, A., Cassiraga, E. (2010) Introducción y Capítulo 1. En: A. Sahuquillo, E. Cassiraga, A. Solera y J.M. Murillo (eds.), Modelos de Uso Conjunto de Aguas Superficiales y Subterráneas. Instituto Geológico y Minero de España y Universidad Politécnica de Valencia. IGME, Madrid: 1–328.

Serrano Orts, V., Roca Maurí, A., Pérez Baviera, A., Nieto Salvatierra, M., Ortiz Pérez, S., Capilla Romá, J. (1995). Estudio de investigación de las descargas de agua subterránea al mar por la Sierra de Irta (U.H. 08.07: Maestrazgo). Mancomunidad del Baix–Maestrat (Castellón). VI SH, Sevilla. HRH, XIX: 679–697.

3.4 Cuenca del Segura y Región de Murcia

3.4.1 Acuíferos costeros y sus condiciones

Los acuíferos costeros de la Cuenca del Segura, de N a S, son los de Torrevieja-Cabo Roig, en el extremo meridional de la Comunidad Valenciana, y en la Región de Murcia los del Campo de Cartagena-Mar Menor en el centro y los de Mazarrón-Águilas en el sur. Los primeros se tratan en la Sección 3.3.4. En cierto modo, el área de Torrevieja es similar al Campo de Cartagena. Los acuíferos costeros de la Región de Murcia (Figura 3.4.1) y su intrusión marina fueron analizados por el IGME (1990a; 1990b) y por Rodríguez Estrella (1995).

En el Plan Hidrológico del Segura 2009–2015 (CHS, 2014) se recogen los datos de las 7 MASb costeras (Tablas 3.4.1 y 3.4.2), que se localizan en las Figuras 3.4.1 y 3.4.2. Algunas de ellas comprenden un conjunto amplio de acuíferos. En dicho Plan Hidrológico y en el del periodo 2016–2021, apenas se considera la intrusión marina. Sólo se menciona la existencia o posible existencia de lo que se denomina intrusión salina (no necesariamente marina), pero sin detallar su naturaleza ni sus mecanismos. Para determinar el estado cualitativo de las aguas subterráneas se establecen umbrales de salinidad de referencia relativamente elevados para tener en cuenta la afección marina y/o litológica inicial en los acuíferos colindantes con el mar.

Tabla 3.4.1 Masas de aguas subterráneas de la Cuenca del Segura ubicadas o lindando con la costa. En todas ellas se reconoce el riesgo de salinización potencial (CHS, 2014)

D = recursos disponibles; B extracciones bombeo; B/D = índice de explotación

DA = demandas ambientales

(a) límites por intrusión salina

(1) Sí lo hay en sequías o localmente

(2) Alto contenido en SO_4 y Cl

(3) Alta CE y alto contenido en Cl

Número 070.XXX	Designación	Superficie Km ²	Descenso de niveles	Estado químico	hm ³ /a				Características
					D	B	B/D	DA	
36	Vega Media y Baja del Segura	752	No (1)	Malo	56	18	0,5	9	Pequeño frente litoral
42	Terciario de Torrevieja	169	No (1)	Malo	0,9	3,5	4	0,3	Contiene humedales
53	Cabo Roig (a)	62	No (1)	Bueno	1,0	3,8	4	0,4	
52	Campo de Cartagena	1239	No (1)	Malo	89	89	1	6	Contien el Mar Menor
54	Triásico de los Victoria (a)	110	Sí	Malo (2)	2,5	15	6	0	No linda con la costa
63	Sierra de Cartagena	66	No	Malo	0,5	0,2	0,4	0,2	Contiene a Cartagena
58	Mazarrón (a)	284	Sí	Malo (2)	3,7	17	5	0,03	
61	Águilas (a)	376	Sí	Malo (3)	3,6	12	3	1,5	

Tabla 3.4.2 Caracterización de las MASb costeras de la Cuenca del Segura (CHS, 2014, Anejo 12)

Acuífero	Número MASb 070.XXX	Designación	Características
84	36	Vega Media y Baja del Segura	Cuaternario aluvial (> 300 m) sobre margas miocenas, que rellena fosa tectónica
161	42	Terciario de Torrevieja	Areniscas del mioceno y calcarenitas del Andaluciense, con predominio de materiales margosos
145	53	Cabo Roig	Areniscas del Plioceno (espesor medio 70 m)
99 100	52	Campo de Cartagena	Cuaternario detrítico permeable (50–100 m) sobre margas; debajo, 6–110 m de areniscas pliocenas sobre margas; debajo, 150–200 m de areniscas del Tortoniese sobre margas
236	54	Triásico de los Victoria	Mármoles del Triásico (50 m) bajo depósitos Holocenos
160, 183 a 189, 184	63	Sierra de Cartagena	Carbonatos del Triásico compartimentados (espesor medio 200 m)
101 a 118, 190, 191	58	Mazarrón	Carbonatos del Triásico (50–100 m)
90, 92 a 95, 119 a 129, 131, 172, 173	61	Aguilas (a)	Carbonatos del Triásico y calcarenitas miocenas (50–200 m)

Nota: El Andaluciense se designa más correctamente como Messiniense e incluye también el Tortoniese

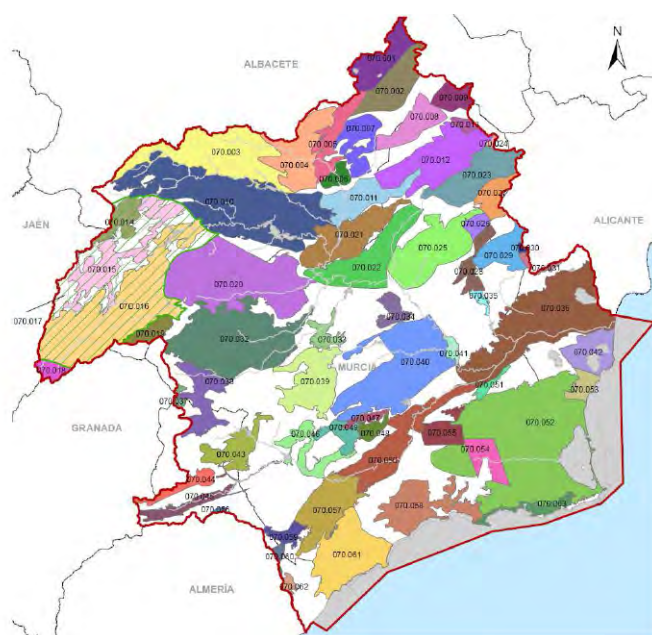


Figura 3.4.2 Masas de agua subterránea de la Cuenca del Segura (CHS, 2014)



Fig. 3.4.2. Acuíferos litorales en la cuenca del Segura. (1): Límite de unidad hidrogeológica. (2): Límite de acuífero litoral. (3): Límite de provincias. (Rodríguez Estrella 2003). El Andaluciense corresponde al actual Messiniense

3.4.2 Campo de Cartagena

Los acuíferos costeros de la Cuenca del Segura, de N a S, son los de Torre Vieja-Cabo Roig, en el extremo meridional de la Comunidad Valenciana, y en la Región de Murcia los del Campo de Cartagena-Mar Menor en el centro y los de Mazarrón-Águilas en el sur. Los primeros se tratan en la Sección 3.3.4. En cierto modo, el área de Torre Vieja es similar al Campo de Cartagena. Los acuíferos costeros de la Región de Murcia (Figura 3.4.1) y su intrusión marina fueron analizados por el IGME (1990a; 1990b) y por Rodríguez Estrella (1995).

En el Plan Hidrológico del Segura 2009–2015 (CHS, 2014) se recogen los datos de las 7 MASb costeras

(Tablas 3.4.1 y 3.4.2), que se localizan en las Figuras 3.4.1 y 3.4.2. Algunas de ellas comprenden un conjunto amplio de acuíferos. En dicho Plan Hidrológico y en el del periodo 2016–2021, apenas se considera la intrusión marina. Sólo se menciona la existencia o posible existencia de lo que se denomina intrusión salina (no necesariamente marina), pero sin detallar su naturaleza ni sus mecanismos. Para determinar el estado cualitativo de las aguas subterráneas se establecen umbrales de salinidad de referencia relativamente elevados para tener en cuenta la afección marina y/o litológica inicial en los acuíferos colindantes con el mar.

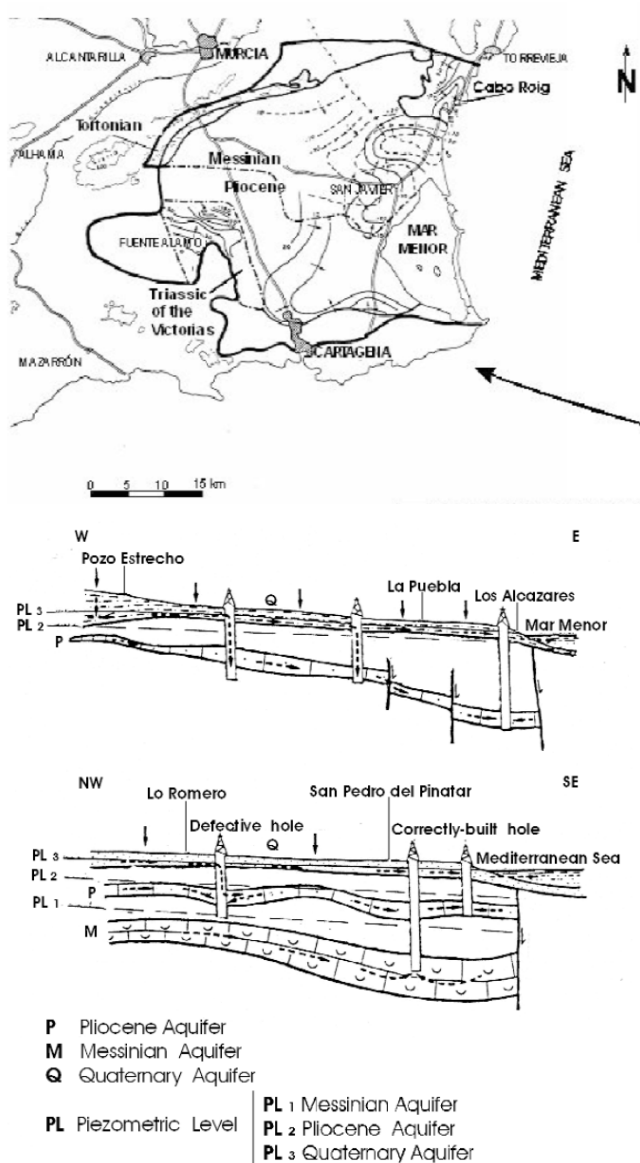


Figura 3.4.3 Litoral del Campo de Cartagena, entre Torre Vieja y Mazarrón, con indicaciones de las localidades. Se muestra la piezometría y la conexión con el mar (IGME, 1991; Rodríguez Estrella, 2004)

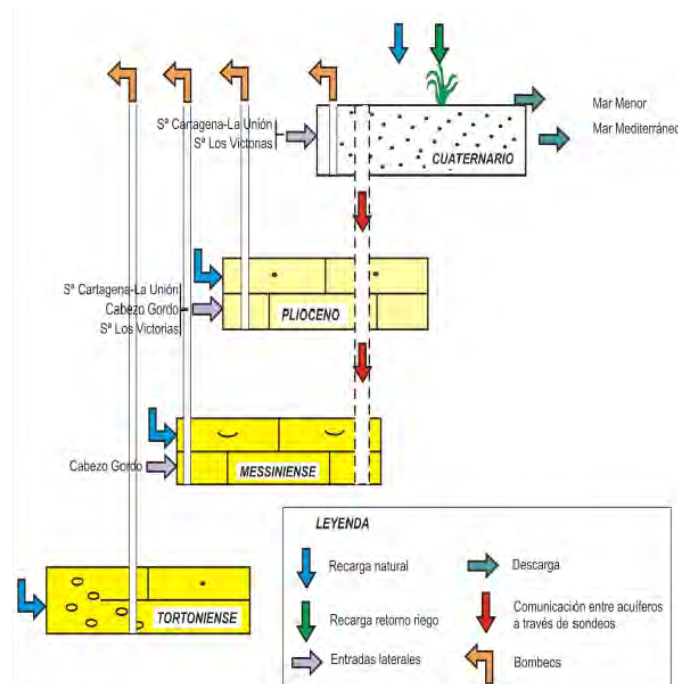


Figura 3.4.4 Esquema simplificado del acuífero multicapa del Campo de Cartagena, de hasta 1500 m de espesor. El único acuífero libre es el cuaternario, junto con el Plioceno en algunos sectores, con un espesor máximo de 80 m

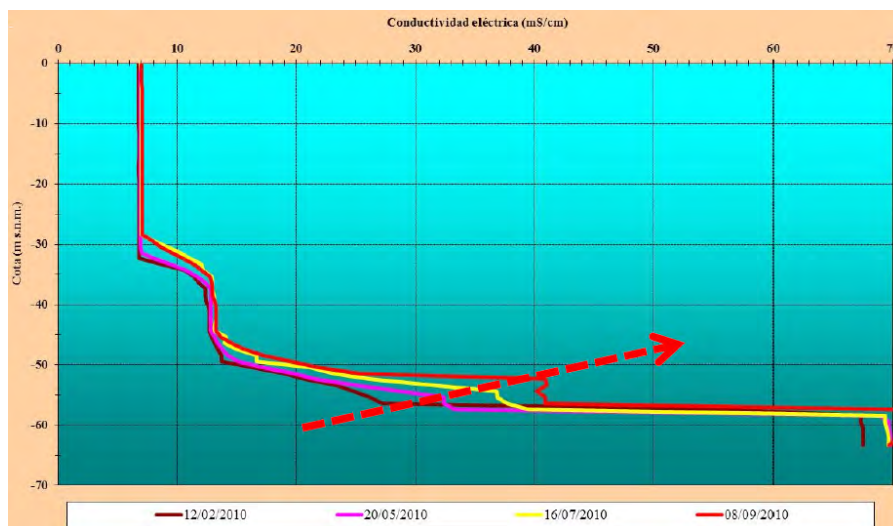


Figura 3.4.5 Registros de conductividad eléctrica en el Sondeo Séneca I (profundo) del Campo de Cartagena (Baudron et al., 2012)

El Campo de Cartagena propiamente dicho no limita directamente con el mar Mediterráneo, excepto en los extremos costeros N y S, ya que en la parte costera se encuentra el Mar Menor. La Figura 3.4.6 muestra un corte geológico-hidrogeológico típico, por San Pedro

del Pinatar, donde se capta agua marina subterránea para alimentar las plantas desalinizadoras de agua del mar que allí existen. La Figura 3.4.7 muestra las superficies freáticas en dos momentos diferentes.

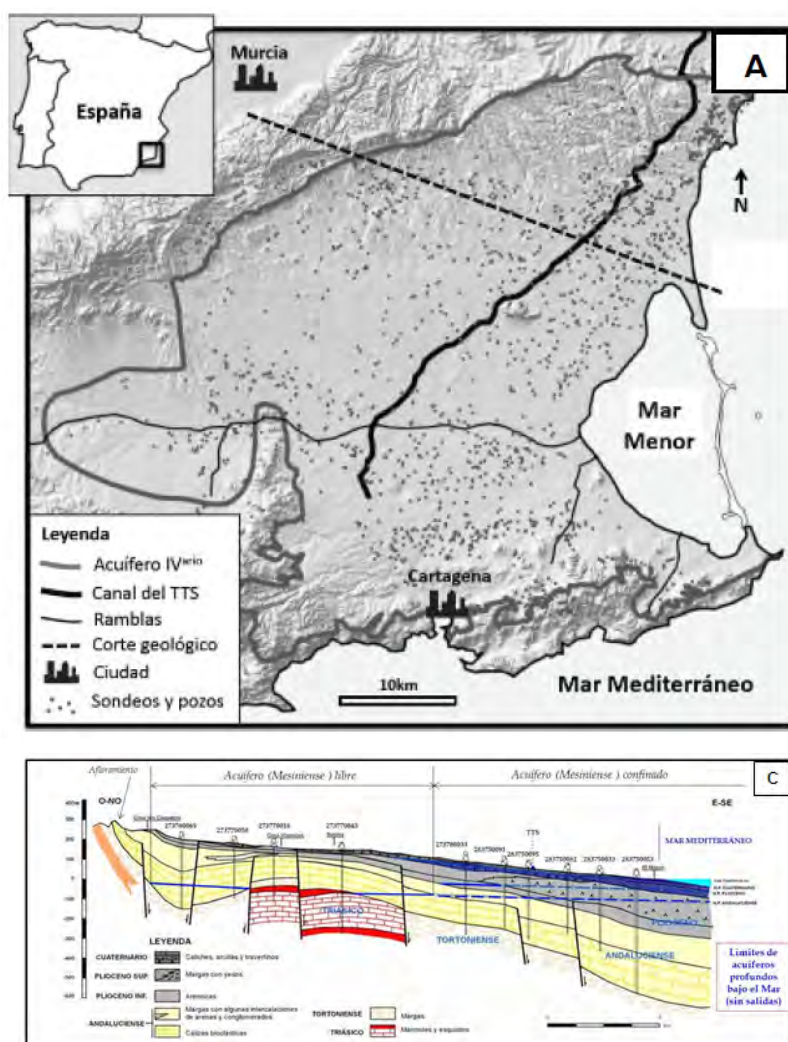


Figura 3.4.6 Corte geológico-hidrogeológico de la parte norte del Campo de Cartagena, desde el interior a la costa, por San Pedro del Pinatar, donde toma contacto con la costa, con indicación de las unidades acuíferas y los niveles piezométricos en el estado actual de explotación (tomado de García Aróstegui, 2017)

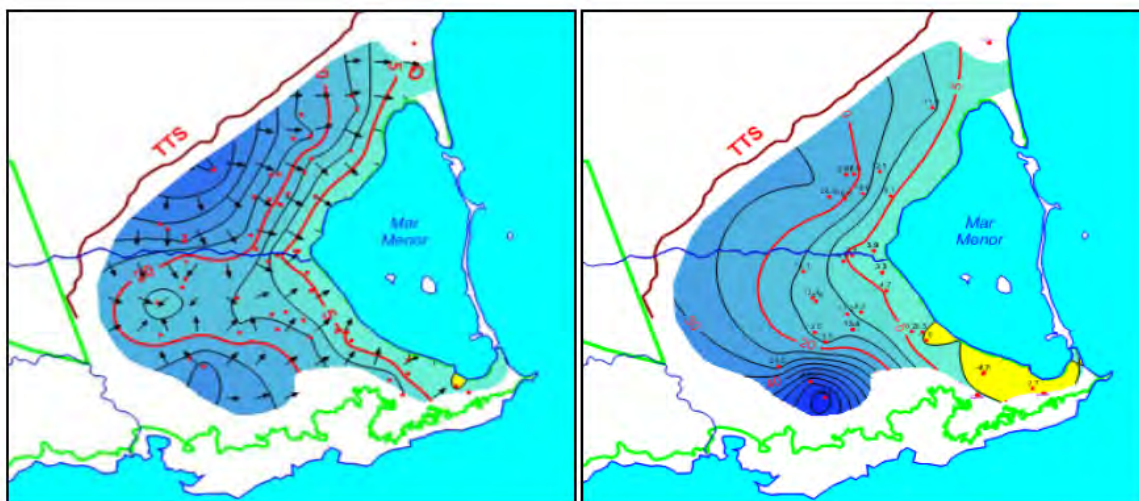


Figura 3.4.7. Mapas de isopiezas del acuífero superior y sentido del flujo subterráneo del acuífero Cuaternario en Octubre de 2009 (izquierda) y octubre de 2016 (derecha), según García Aróstegui et al. (2017). Valores en m snm, cada 5 m. Las líneas en rojo corresponden a las altitudes 5, 20, 40, 60 etc. m. TTS = trazado del transvase Tajo-Segura

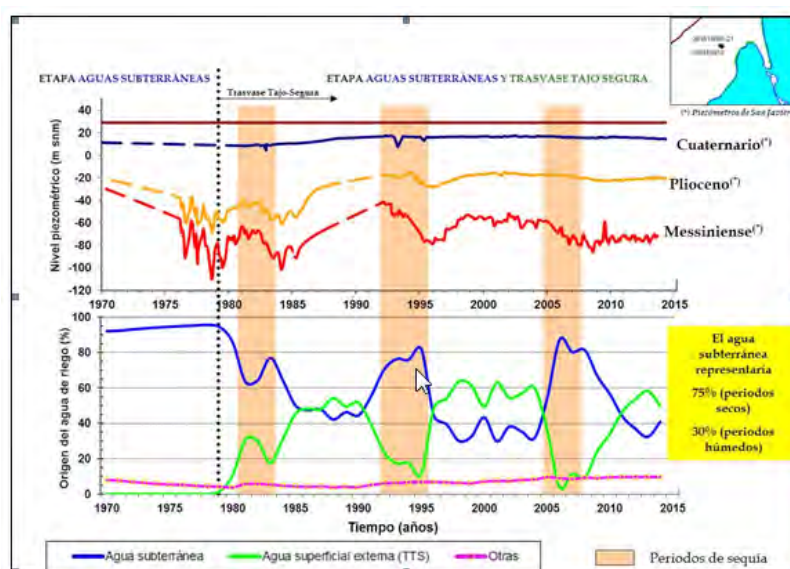
En el Campo de Cartagena se ha desarrollado una importante explotación agrícola, principalmente para exportación, que requiere más recursos de agua que los naturales disponibles localmente, que son sólo subterráneos. Los pozos captan agua de la compleja secuencia y disposición hidrogeológica. Se estima que hay más de 1000 pozos operativos o que se pueden poner en funcionamiento [LCL y JOA]. No se dispone de un inventario actualizado.

Según el PHS la recarga se estima en 76 hm³/a por la precipitación y 18 hm³/a por retornos de riego. García Aróstegui et al. (2017) y Jiménez et al. (2016) estiman una recarga de 66 hm³/a en el área regable de 675 km², predominantemente retornos de riego, que contando con los 560 km² no regados totalizan 110 hm³/a en todo el afloramiento de Cuaternario. La descarga

se evalúa, según Senent et al. (2009), en 18 hm³/a de agua que llega superficialmente, 8 hm³/a de forma difusa a lo largo del contacto con el Mar Menor, principalmente al N de la Rambla del Albuñón (5 hm³/a fueron estimados por el IGME en 2009 y 8 a 12 hm³/a por Jiménez et al., 2016) y 3 hm³/a al mar Mediterráneo al N de San Pedro del Pinatar.

Se trata de equilibrar el déficit de recursos de agua con aporte exterior mediante el Transvase Tajo-Segura (TTS), aunque con caudales que dependen del momento y que pueden disminuir o cesar en periodos de sequía. Consecuentemente, los acuíferos juegan un importante papel de regulador de la disponibilidad de agua. Su explotación aumenta notablemente en épocas de sequía, en especial cuando no hay aporte del TTS (Figura 3.4.8).

Figura 3.4.8 Origen del agua para riego y relación con los niveles piezométricos en la parte norte del acuífero del Campo de Cartagena. Los porcentajes son orientativos suponiendo una demanda total media para regadío de 200 hm³/año. Fuente: Elaborado por J.L. García-Aróstegui y publicado en Custodio et al. (2016), Senent-Aparicio et al (2015) y García Aróstegui et al.(2017)



El aporte de agua del TTS influye sensiblemente en la recarga y en la salinidad del Campo de Cartagena, lo que repercute en el Mar Menor (Rodríguez Estrella, 2000; Baudron et al., 2014).

El acuífero superior del Campo de Cartagena contiene agua salobre en extensas áreas, en especial en las más bajas, con salinidad superior a la tolerable para riego. El origen de la salinidad no es marino sino que es debido a retornos de riego (Baudron et al., 2011) y disolución de sales contenidas en los sedimentos de las formaciones margo-yesíferas. La intrusión marina

a lo largo del litoral tuvo cierta moderada relevancia antes del TTS, pero no actualmente, en que está limitada y localizada. Es debido a que con el aporte de aguas transvasadas, la recarga supera normalmente a la extracción, salvo en sequías (Rey et al., 2013), lo que ha provocado el incremento de la descarga de agua subterránea litoral, que se hace mayormente al Mar Menor. La Figura 3.4.9 muestra la salinización en 2010. En algunas áreas se ha considerado que la salinidad sea debida a la existencia de agua marina antigua (Mora et al., 1988).

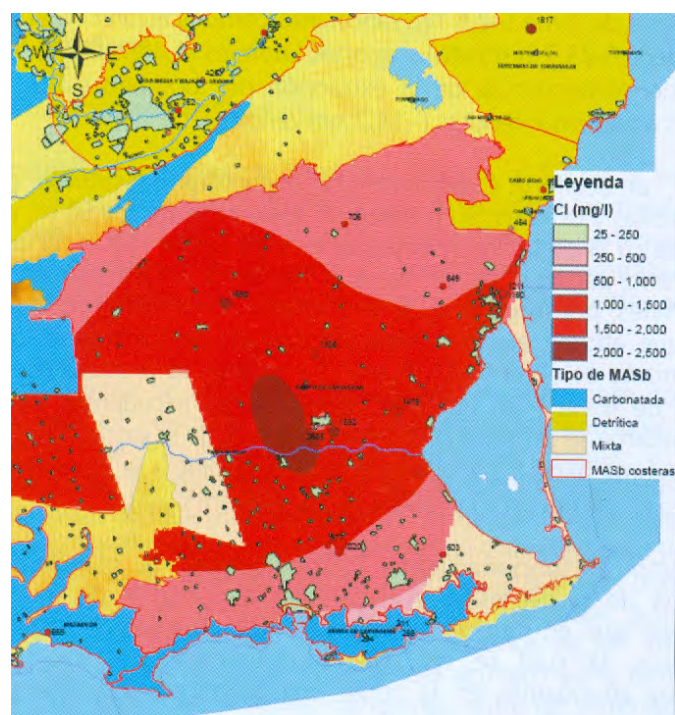


Figura 3.4.9 Contenido en cloruros en los acuíferos del Campo de Cartagena, según Gómez Gómez (2012)

El principal problema del Campo de Cartagena es la escasez de agua de calidad y la incertidumbre sobre la disponibilidad de la misma. Los acuíferos tienen una alta salinidad, con una CE superior en muchas ocasiones a 5 mS/cm. No hay actualmente aguas subterráneas profundas de buena calidad excepto en algunos pozos en el entorno de El Jimenado {JGM}.

La extracción de agua subterránea se estima en 50–60 hm³/a, que puede llegar hasta 100 hm³/a en años de disminución de los aportes exteriores de agua [MS]. Buena parte de los pozos tienen derechos privados según la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985. Deberían estar inscritos o en trámite de inscripción en el catálogo de aguas privadas. Se pueden producir transacciones de agua privadas en acuerdos

bilaterales, en especial en momentos de escasez. El riego está muy tecnificado. Debido al empleo de aguas con alta CE, se aportan enmiendas al terreno. En parte se trata de agricultura ecológica sin plaguicidas. La mayoría de regantes están agrupados en la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena [LCL y JOA], con más de 9000 comuneros y un área regable de unas 41.000 ha y en la Comunidad de Regantes de Arco Sur con un área regable de unas 3000 ha. La utilización de los recursos de agua subterránea salobre del Campo de Cartagena se hace comúnmente por mezcla. El agua salobre local, directa o desalabrada, se mezcla con agua dulce importada del TTS, agua desalinizada en las plantas de Torrevieja, Escombreras y Valdelentisco o agua procedente de las EDAR existentes. Cada agricultor hace la mezcla más conveniente de las aguas disponibles, adecuada al momento y cultivo, cuidadosamente controlada y de modo a minimizar el coste. La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena distribuye los recursos de agua disponibles a sus comuneros. Si en las épocas de escasez se hace un empleo final de agua con una alta conductividad eléctrica, se pueden producir problemas de salinización de suelo y reducción de la productividad y calidad de la producción agrícola [MS].

Es frecuente que el agua subterránea salobre, previamente al uso, sea tratada por ósmosis inversa para reducir la salinidad, cuando es económicamente rentable. Se hace mediante pequeñas plantas desalabradoras (entre 400 y 3000 m³/día), unas fijas y otras móviles para operar allí donde convenga y además evitar problemas de regulación y permisos administrativos. El agua se extrae principalmente de los acuíferos Cuaternario y Plioceno [LCL y JOA]. Aunque se mencionan unas 500 plantas, podría haber hasta más de 2000 [AM], con capacidades de producción muy distintas. No existe un inventario oficial. Esas cifras son muy inciertas, en especial porque muchas instalaciones carecen de autorización de uso y vertido.

La reutilización de aguas residuales en riegos de cultivos leñosos se puede realizar con aquellas aguas que han sido tratadas al menos secundariamente. Para los cultivos de hortalizas el agua debe tener tratamiento terciario y aun así es poco aceptada por el riesgo de rechazos del producto en el mercado. En caso de tener que utilizarlas, se hace a través de mezcla con otras aguas [MDM]. En el Campo de Cartagena, además de un gran problema de salinidad, se tiene incertidumbre en las disponibilidades de agua en cantidad y calidad para plantear las campañas agrícolas. Esto explica la existencia de numerosas balsas de los propios agricultores. La Comunidad de Regantes dispone de una capacidad de balsas de regulación de unos 2,5 hm³. Las plantas desaladoras producen un rechazo del orden del 25% de los caudales bombeados, que tota-

lizan unos 1000–1200 L/s en la parte sur del Campo de Cartagena. Este rechazo tiene un alto contenido en nitrato, que procede de las propias aguas de alimentación. Parte del agua salina y salmuera de rechazo se conduce parcialmente a una red pública de un salmueroducto con ramificaciones, construido por el Ministerio de Medio Ambiente a finales de la década de 1990, que confluye a la Rambla del Albuñón, tributario del Mar Menor. Otra parte, desconocida, se infiltra en el terreno y contribuye a la salinización del acuífero superior cuaternario. Es una actuación que se sanciona cuando se detecta y posiblemente no es una práctica generalizada. Además, las descargas pueden producir impactos en la calidad del suelo por la alta salinidad. En la figura 3.4.10 se muestra la red de salmueroductos y de drenaje (Rodríguez Estrella, 2003).



Hasta agosto de 2016, la Rambla del Albuñón descargaba unos 200 a 300 L/s, muy variables, buena parte de los cuales procedían de los salmueroductos y escasamente de descarga del acuífero.

La actual incapacidad de la red de salmueroductos para recoger todo lo que recibía y su elevado estado de deterioro, ha permitido que aguas con alto contenido en nitratos terminen llegando al Mar Menor. Los problemas de eutrofización observados en el Mar Menor, agravados en la primavera de 2016, hicieron aconsejable clausurar el salmueroducto {JGM} y las desaladoras (y el bombeo asociado), de tal manera que la situación se ha vuelto crítica en cuanto a disponibilidad de agua.

Fig. 3.4.10. Red de desagües en el Campo de Cartagena

3.4.3 Mar Menor

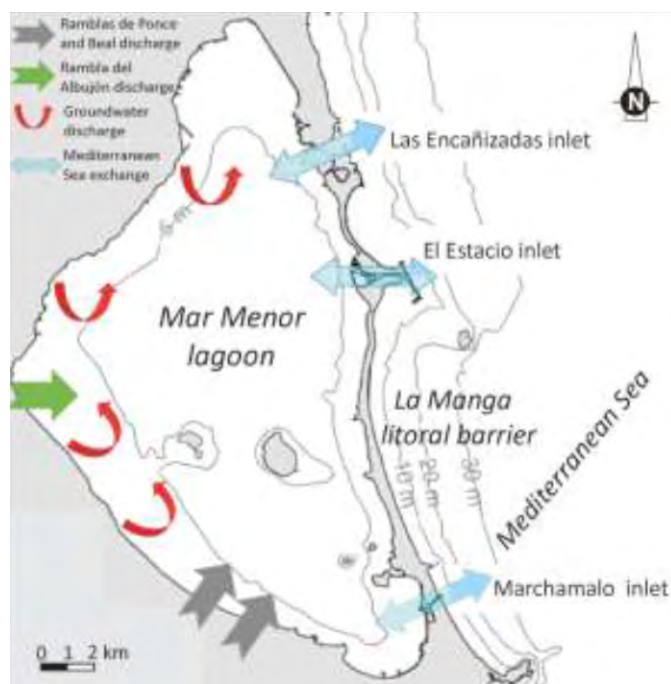
El Mar Menor es una gran albufera, cerrada por una notable barra arenosa y volcánica o restinga, denominada La Manga, de 24 km de longitud por un máximo de 500 m de anchura, que la semiaísla del Mar Mediterráneo (Mar Mayor en terminología local). El

contacto sólo se realiza por las tres golases (canales) de los extremos N y S (Figura 3.4.11). Tiene 135 km² y almacena 591 hm³, con una profundidad media de 4,5 m y máxima de 6,5 m. El agua es algo más salina que la del Mar Mediterráneo (Rodríguez Estrella 1992): 57

g/L en otoño del 1968 y 45 g/L en el invierno de 1989, frente a los 37 g/L que tiene el Mar Mediterráneo en el lugar. Es la consecuencia de la intensa evaporación.. La salinidad actual ha disminuido fundamentalmente por intercambio con el mar a través de dos golos

excavadas (Estacio y Marchamalo) y una natural (Las Encañizadas, sin compuertas. El flujo de intercambio se evalúa en 800 hm³/a [JGM]. Su funcionamiento se ha simulado con el modelo PATRICAL.

Figura 3.4.11 Mar Menor, con indicación de las tres golos de conexión con el Mediterráneo, las ramblas afluentes principales y la descarga de agua subterránea. Nota de prensa sobre el acuífero del Campo de Cartagena-Mar Menor., IGME, 28-02-2017



Además del intercambio con el Mar Mediterráneo, el Mar Menor recibe aporte de agua superficial y subterránea del Campo de Cartagena, de forma visible por la Rambla el Albuñón (Figura 3.4.6) y por descarga difusa a lo largo del litoral de contacto (Rodríguez Estrella, 2000; García-Pintado, 2007; Baudron, 2015; García-Aróstegui, 2016), según muestra la Figura 3.4.12. La descarga subterránea posiblemente sea mucho mayor que la superficial.

El agua subterránea que se aporta es salobre y contiene además altas concentraciones de NO₃ y la presencia ocasional de plaguicidas. La penetración actual del agua salada es pequeña en la parte sur, lo cual ha sido aprovechado para captar agua mediante drenes subterráneos paralelos a la costa (Rodríguez Estrella, 2000; Martínez y Macías, 2012). Los aspectos medioambientales se consideran en el Capítulo 4, en especial en la Sección 4.8.

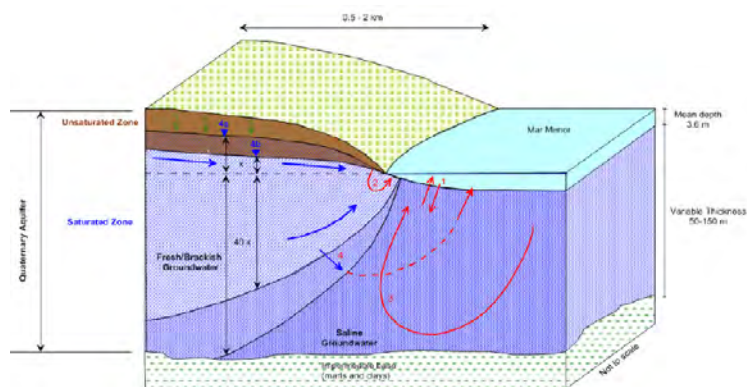
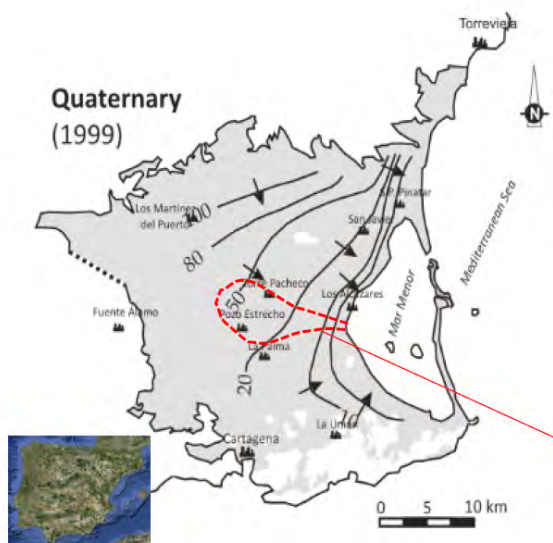


Figura 3.4.12 Esquema de la descarga del Campo de Cartagena al Mar Menor (Baudron et al., 2015; García-Aróstegui, et al., 2017)

Figura 3.4.11 Estimación de la cuenca que vierte a la Rambla del Albuñón, principal curso de agua tributario al Mar Menor (Baudron et al., 2015)

3.4.4 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Sierra de Cartagena

La Sierra de Cartagena comprende varios acuíferos, cuyas características se desconocen, ya que no ha sido estudiada oficialmente por la Administración del agua, al tratarse de una zona minera e industrial y no agrícola, sin apenas sondeos de agua subterránea, aunque existen numerosos pozos mineros. Ocupan una superficie: 100 km², con 150 m de calizas y dolomías y 30-50 m de mármoles del Triás. El nivel piezométrico varía entre 2 y 50 m, con una profundidad del agua entre 30 y 100 m. No existen descensos de nivel. La salinidad

es de 2,5 a 3,5 g/L. No existe intrusión marina y sí una influencia de evaporitas del Trias y de las piritas, con presencia de metales pesados.

El acuífero de Escombreras, al Este de la Sierra de Cartagena, consiste en rocas carbonatadas triásicas de las sierras y materiales detríticos cuaternarios de las Ramblas de Escombreras y Portmán. En la Figura 3.4.13 se muestra el mapa de isopiezas en el acuífero de Escombreras.

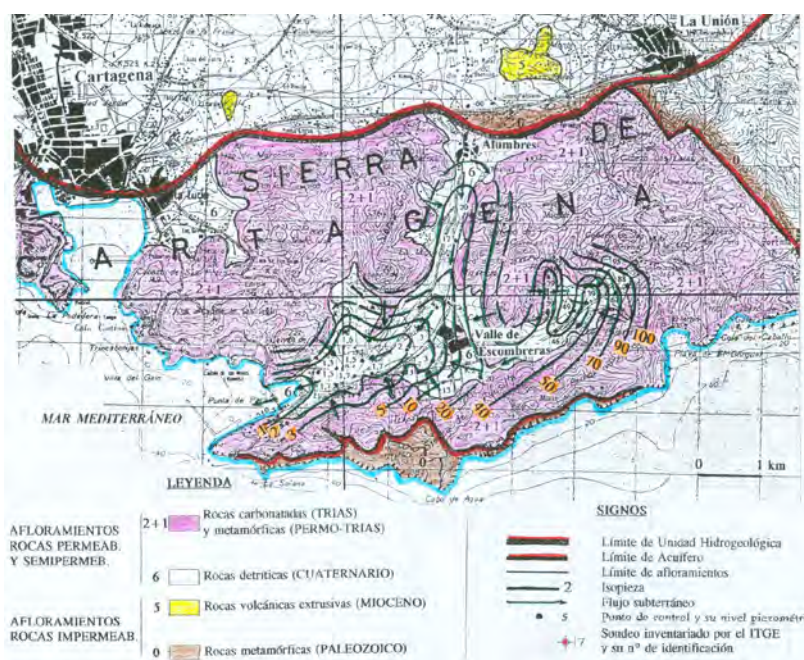


Fig. 3.4.13. Isopiezas en el acuífero de Escombreras, en julio, 1997 (Aportación de T- Rodríguez Estrella).

El pequeño acuífero de El Gorguel (MASb de la Sierra de Cartagena), del orden de 1 km², próximo a Portmán, en la costa entre Cartagena y el Mar Menor, es característico de muchos de lugares costeros limitados por elevaciones montañosas. Un reconocimiento por

tomografía eléctrica (Aracil, 2001) mostró que la penetración de la cuña salina es la normalmente esperable.

3.4.5 Acuíferos costeros al sur del Mar Menor: Mazarrón

En el área de Mazarrón-Águilas existen numerosos pequeños acuíferos costeros detríticos y carbonatados, principalmente triásicos. Fueron estudiados en la década de 1970 por ADARO, para el IGME. Tuvieron una intensa explotación en el entorno de la década de 1980, con los consiguientes problemas de notable salinización por intrusión marina (Rodríguez Estrella, et al., 2003; Sánchez-Fresneda y Custodio, 1988), en es-

pecial en el de Cala Reona, en el área de Águilas. Hoy la mayoría de los pozos están abandonados o inactivos, aunque el cese de extracciones no ha llevado a una mejora substancial de la salinidad [JGM]. En Mazarrón hay derechos de captación de aguas subterráneas de 8 hm³/a. La extracción actual real costera podría ser de menos de 1,5 hm³/a, aunque la información disponible es escasa e incierta. La Tabla 3.4.3.

Tabla 3.4.3. Características resumidas de los pequeños acuíferos costeros del área de Mazarrón (Rodríguez Estrella, 2003).

S = Superficie

Q = Cuaternario; PI = Plioceno; T = Trias

N = profundidad del nivel piezométrico en m; NP = nivel piezométrico en m

TDS = total de sólidos disueltos (salinidad) en g/L

Acuífero	S Km ²	Características	Nivel del agua (N) m	Recursos hm ³ /a	Al mar hm ³ /a	Intrusión marina y TDS
Águilas-Cala Reona	50	Conglomerado Q 30–60 m mariscas PI Conglomerado de base	N ~ 20	3,5	2,5	2,2 a > 5,5 en 1988–1995 incremento en 1996 disminución en 2002 estable
Cope-Cala Blanca	51	Calcarenitas (Cabo Cope) Q 130 m arenisca PI Conglomerado de base	1980s descenso 0 a 2 m/a 1991 4 NP a –40 2002 NP asciende y desciende N 10–60	2,2	< 1,7 surgencias	1,8 a 4,4 Relicta en W Activa en E
Vaqueros	50	150 dolomías T Vulcanitas	N a 1–160 Descenso 0,5 m/a (1988)		entra	0,8 – 3,4 Apenas intrusión Termalismo Si, CO ₂
Cabezo de los Pájaros	9	100 m dolomías T	NP a +2 –55			1994, 5 1996, 38 estable hasta 2016 desalinizadora Virgen Milagro (Mazarrón)
Vértice del Horno	12	100 m calizas/dolomías T 40 m mármoles T	N a 220 NP a 0 m			Termalismo Precipita yeso 2,2 penetra poco

Al área de Mazarrón no llega el agua del TTS. La Comunidad de Regantes de Mazarrón instaló la desalobradoradora Virgen del Milagro, que fue pionera en la cuenca del Segura. Actualmente disponen de agua de la desalinizadora de agua del mar de Valdelentisco, si bien ésta

se destina principalmente a complementar el agua de regadío de la parte oeste del Campo de Cartagena. Águilas dispone de una desalinizadora de agua marina [JLGA y JHD].

3.4.6 Inyección de aguas salinas

El número de plantas de desalinización es elevado y mucho más el de las plantas de desalobración. En la Figura 3.4.14 se indica la localización de las plantas de gran caudal.

Figura 3.4.14 Localización de las plantas desalinización de gran caudal de la demarcación del Segura y áreas próximas con uso en la demarcación. C.R. quiere decir Comunidad de Regantes. CARM es Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.



Se han realizado ensayos de inyección de aguas de aguas salinas de rechazo de plantas de desalabración en niveles triásicos profundos del Campo de Cartagena [JGM], para la Comunidad de Regantes de Murcia Sur. El objetivo era evitar la larga conducción de salmueras hasta la costa, mediante inyección en acuíferos profundos de mayor salinidad que la de la salmuera. Al Sur de La Tercia se construyó y operó un pozo profundo de unos 900 m, que alcanza las formaciones del Serrava-

lliense [JLGA y JHD]. Se trata de 2,3 hm³/a de un agua de 15 g/L de salinidad. La roca almacén se sitúa entre 539 y 748 m (Ramos 2001) y consiste en (Fig. 3.4.15) y cosiste en 28 m de calcarenitas del Serravalliense, 85 m de conglomerados poligénicos del Serravalliense y 96 m de mármoles del Triásico (Nevado-Filábride).y tiene una salinidad de 17g/L, a 49 °C. El caudal de inyección era de 90 m³/h. La obra no tuvo autorización administrativa y a efectos legales no funciona.

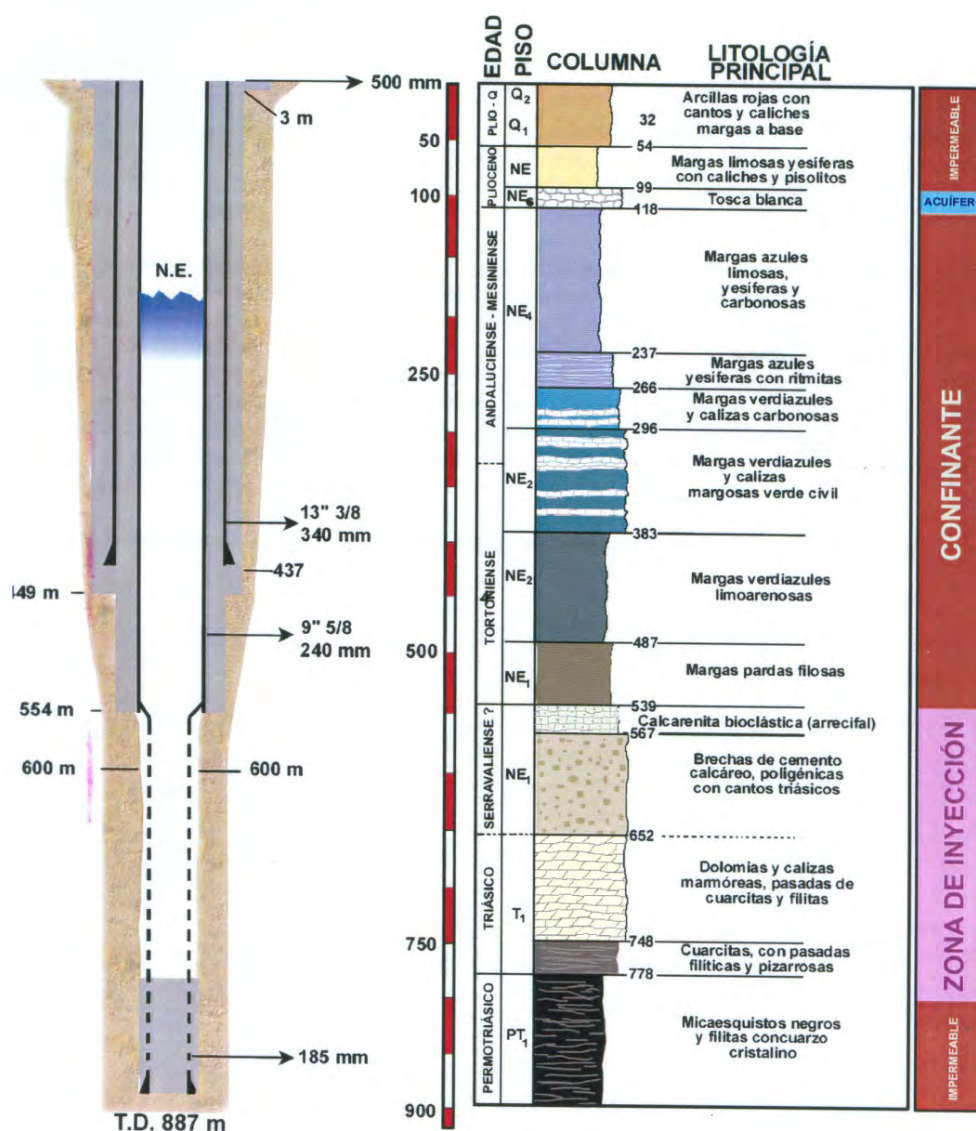


Fig. 3.4.15. Esquema de inyección de la salmuera de la C.R. Murcia Sur (Ramos, 2001)

La Comunidad de Regantes de Benferri, en Benferri, al N de Orihuela (Oriola), en la Vega Baja del Segura y en la provincia de Alicante (Alacant), la DPA y el IGME, con el objetivo de evacuar las aguas salinas residuales de desalabración, estudiaron y diseñaron para la Comunidad de Regantes de Benferri un sondeo de inyección con una profundidad de 600 m, con capacidad para inyectar

unos 25 L/s en la formación carbonatada del Triásico. El sistema diseñado funcionó con autorización administrativa. No hay datos sobre la situación actual. No parece haber habido problemas de inyección, aunque la operación se hizo costosa, principalmente por el mantenimiento de la planta desalabradora.

3.4.7 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sean pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

José Luis García Aróstegui. Unidad Territorial del IGME en Murcia
Marisol Manzano Arellano. Prof. Universidad Politécnica de Cartagena
Tomás Rodríguez Estrella. Prof. jubilado. Universidad Politécnica de Cartagena

3.4.8 Referencias sobre los acuíferos costeros de Murcia

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[AM] Alejandro Marín. Jefe Ingeniería. NOVHIDRO. Torre Pacheco
[JHD] Jorge Hornero Díaz. Unidad Territorial del IGME en Murcia
[JLGA] José Luis García Aróstegui. Unidad Territorial del IGME en Murcia
[JGM] Jesús García. Jefe Planificación. Conf. Hidrográfica del Segura
[JOA] Jesús Omar Aparicio. Doctorando Universidad Politécnica de Cataluña
[LCL] Lucila Candela Lledó, Prof., Universidad Politécnica de Cataluña
[MDM] María Dolores de Miguel. Prof. Universidad Politécnica de Cartagena
[MS] Mariano Soto. Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena.

{JGM} Jesús García Martínez, Jefe de Planificación. CH del Segura

Aracil, E. (2001). Caracterización de la cuña de intrusión marina mediante tomografía eléctrica. Un ejemplo en la playa de El Gorguel (Murcia). HRH XXIV: 671–678.

Baudron, P., Barbecot, F., Taupin, J.D., Leduc, C., García–Aróstegui, J.L., Pinti, D., Travi, Y., Martínez–Vicente, D. (2011). Use of environmental tracers to assess the impact of intense agricultural activity on a semiarid aquifer: case study in Campo de Cartagena (Spain). In: International Symposium on Isotope Geochemistry (AIG9), Tarragona.

Baudron, P., García–Aróstegui, J.L., Barbecot, F., Martínez–Vicente, D., Travi, Y., Leduc, C., Noret, A. (2012). Evolution d'un aquifère côtier multicouche soumis à une forte pression anthropique. Approche multi–isotopique. Campo de Cartagena (SE Espagne). TIAC 2012, Alicante: 375–385.

Baudron, P., Barbecot, F., García–Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez–Vicente, D. 2014. Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). Hydrological Processes, 28, 2223–2236.

Baudron, P., Cockenpot, S., López–Castejón, F., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., García–Aróstegui, J.L., Martínez–Vicente, D., Leduc, C., Claude, C. (2015). Combining radon, short–lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). J. Hydrol. 525: 55–71.

CHS (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura, Memoria. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
<https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion15-21>.

Custodio, E., Andreu-Rodes, J.M., Aragon, R., Estrela, T., Ferrer, J., Garcia-Arostegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., del Villar, A. 2016. Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Science of the Total Environment*, 559, 302–316.

García-Arostegui, J.L., Jiménez-Martínez, J., Baudron, P., Martínez-Vicente, D., Senent, M., Guerra, J. (2012a). Geometría del acuífero del Campo de Cartagena e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico. IV TIAC, Alicante, I: 439–449.

García Aróstegui, J.L., Aragón Rueda, R., Hornero Díaz, J., Trujillo Toro, C., Guardiola Albert, C., Fornés Azcoiti, J.M., Candela Lledó, L., Jiménez Martínez, J., Elorza Tenreiro, F.J., Soler Manuel, M., del Castillo Sánchez, V., González Barberá, G., García García, J., Erena Arrabal, M. (2012b). Caracterización del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena y modelización matemática en el contacto con el Mar Menor. Proyecto CANOA: 554 / 73 3 00 24 00, Ministerio de Economía y Competitividad e Instituto Geológico y Minero de España. http://info.igme.es/SIDIMA-GENES/155000/322/155322_0000001.PDF

García-Aróstegui, J.L., Joaquín Jiménez-Martínez, J., Paul Baudron, P., Hunink, J., Contreras, S., Candela, L. (2016). Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: Víctor M. León y José M^a Bellido (eds.), Mar Menor: Una Laguna Singular y Sensible. Evaluación Científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía. Temas de Oceanografía, 9: 231–250. ISBN 978-84-95877-55-0.

García Aróstegui, J.L., Marín Arnaldos, F., Martínez Vicente, D. (2017). Hidrogeología. En: Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, Informe Integral sobre el Estado Ecológico del Mar Menor. Región de Murcia y Espacios Naturales Región de Murcia. Cap. 1: 7–22.
<http://canalmarmenor.es/download/40/comite-cientifico/1594/informe-integral-sobre-el-estado-ecologico-del-mar-menor.pdf>

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. (2007). Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Sci. Total Environ.*, 373: 220–239.

Gómez Gómez, J.D. (2012). Litoral levantino. IV TIAC, Alicante, II: 55–96.

IGME (1990a). Estudio de la intrusión marina en acuíferos costeros de Murcia y Alicante. Centro de Documentación del IGME.

IGME (1990b). Geometría de los acuíferos del Campo de Cartagena. Tomo 3. Centro de Documentación del IGME. Madrid.

IGME (1991). Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena (2ª fase). 2 vols. Centro de Documentación del IGME. Madrid.

IGME (1994). Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena (Murcia). Servicio de Publicaciones. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid: 1–62.

Jiménez-Martínez, J., Skaggs, T.H., van Genuchten, M.T., Candela, L. (2009). A root zone modelling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *J. Hydrol.*, 367: 138–149.

Jiménez-Martínez, J.; Aravena, R.; Candela, L. (2011). The role of leaky boreholes on the contamination of a regional confined aquifer: A case study in the Campo de Cartagena region, Spain. *Water, Air & Soil Pollution*, 215: 311–327.

Jiménez-Martínez, J., Candela, L., García-Aróstegui, J.L., Aragón, R. (2012). A 3D geological model of Campo de Cartagena, SE Spain: Hydrogeological implications. *Geologica Acta*, 10(2): 49–62.

Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J., Contreras, S., Baudron, P., Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: A review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24(4), 377–392.

Lambán, J.L., Aragón, R. (2003). Estado de la intrusión marina en el campo de Cartagena (Murcia, España): evaluación preliminar a partir de la composición química del agua subterránea. II TIAC, Alicante, I: 345–356.

Martínez, J., Macías, C. (2012). Determinación de la pluma de la intrusión salina en el arco sur del Mar Menor a través de las actuaciones para el asesoramiento de captación de aguas subterráneas mediante zanjas de drenaje. IV TIAC, Alicante, I: 477–488.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9ca-da-2010>

Mora, V., Rodríguez-Estrella, T., Aragón, R. (1988). Intrusión marina fósil en el Campo de Cartagena (Murcia). TIAC 1988, Almuñecar: 221–236.

Ramos González, G. (2001). Gestión de la salmuera de rechazo de las plantas de ósmosis inversa, mediante inyección en sondeos profundos. Jornada Técnica sobre los acuíferos costeros y las desaladoras. Club del Agua Subterránea. Almería.

Rey, J., Martínez, J., Barberá, G.G., García-Aróstegui, J.L., García-Pintado, J., Martínez-Vicente, D. (2013). Geo-physical characterization of the complex dynamics of groundwater and seawater exchange in a highly stressed aquifer system linked to a coastal lagoon (SE Spain). *Environ. Earth Sci.*, 70: 2271–2282.

Rodríguez Estrella, T. (1995). Funcionamiento hidrogeológico del Campo de Cartagena (Murcia y Alicante). *Hidrogeología*, 11. AEHS: 21–38.

Rodríguez Estrella, T. (2000). Modifications physiques, chimique et biologiques provoquées par les eaux du canal Tage–Segura dans l'unité hydrogéologique du Campo de Carthagène et dans la lagune de Mar Menor voisine (Province de Murcia, Espagne). *Hydrogéologie*, 3: 23–37.

Rodríguez Estrella, T. (2003). Situación de la intrusión marina en la cuenca del Segura (España): Evolución desde el TIAC'88. II TIAC, Alicante, I: 499–507.

Rodríguez Estrella, T. (2004) Decisive influence of neotectonics on the water connection between the Mediterranean Sea, Mar Menor and the Campo de Cartagena aquifers (South–East of Spain) 18 SWIM, Cartagena: 745–758.

Rodríguez Estrella, T. y Lillo Carpio, M. (1992). Geomorfología del Mar Menor y sectores litorales contiguos (Murcia-Alicante). En López Bermúdez, Conesa y Romero (eds.), *Estudios de Geomorfología de España'*. II Reunión Nacional de Geomorfología, Murcia. Soc. Española de Geomorfología 749–787.

Sánchez-Fresneda, C., Custodio, E. (1988). Intrusión marina en las ramblas de Mazarrón y Ramonete, Mazarrón (Murcia). TIAC. III: La Intrusión en España. ETSIM–IGME. Madrid: 237–248.

Senent, M., Martínez-Vicente, D., Cabezas, F., García-Aróstegui, J.L. y Baudron, P. (2009). Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En: El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico. Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, Murcia

Senent-Aparicio, J., Perez-Sanchez, J., Garcia-Arostegui, J.L., Bielsa-Artero, A., Domingo-Pinillos, J.C. 2015. Evaluating groundwater management sustainability under limited data availability in semiarid zones. Water, 7(8): 4305-4322.

3.5 Acuíferos costeros mediterráneos andaluces

3.5.1 Aspectos generales

Los acuíferos costeros mediterráneos de Andalucía se sitúan en las provincias de Almería, Granada y Málaga, con una pequeña porción de Cádiz. En Almería, los territorios de Pulpí y la mitad del de Cuevas del Almanzora están administradas hidrológicamente por la Confederación Hidrográfica del Segura.

La planificación hidrológica de las Cuenas (Demarcación) Mediterráneas Andaluzas, anteriormente Cuenas del Sur, corresponde a la Junta de Andalucía. Se refleja en el PHCMA (2015) y en la previsiones para el nuevo ciclo de planificación 2015–2021 (CMAOT, 2015).

De las 67 MASb de las CMA, 20 son costeras (Figura 3.5.1.1), aunque en algunas sólo una pequeña porción linda con el mar. Tienen litologías variables, principalmente materiales carbonatados, detríticos y mixtos. De las 20 MASb costeras, 14 tienen intrusión marina reconocida. Según el Anejo del Plan Hidrológico 2009–2015, la tendencia general es a empeorar. Los índices de explotación (extracción/recursos de agua subterráneas explotable) son altos en numerosas áreas costeras (Figura 3.5.1.2).

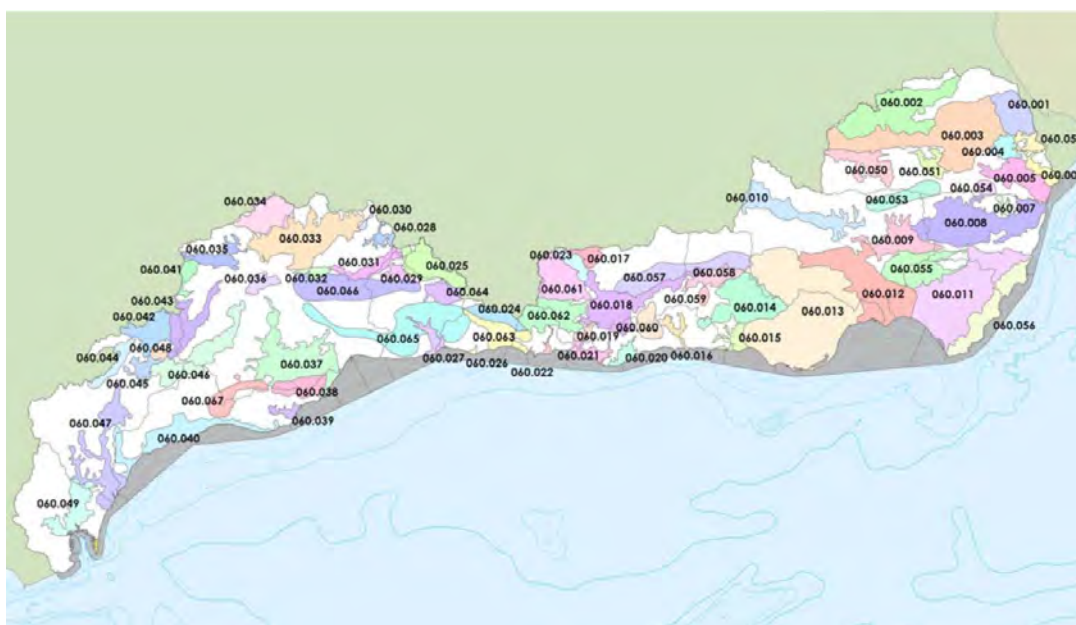


Figura 3.5.1.1. Masas de agua subterránea (MASb) de las Cuenas Mediterráneas Andaluzas

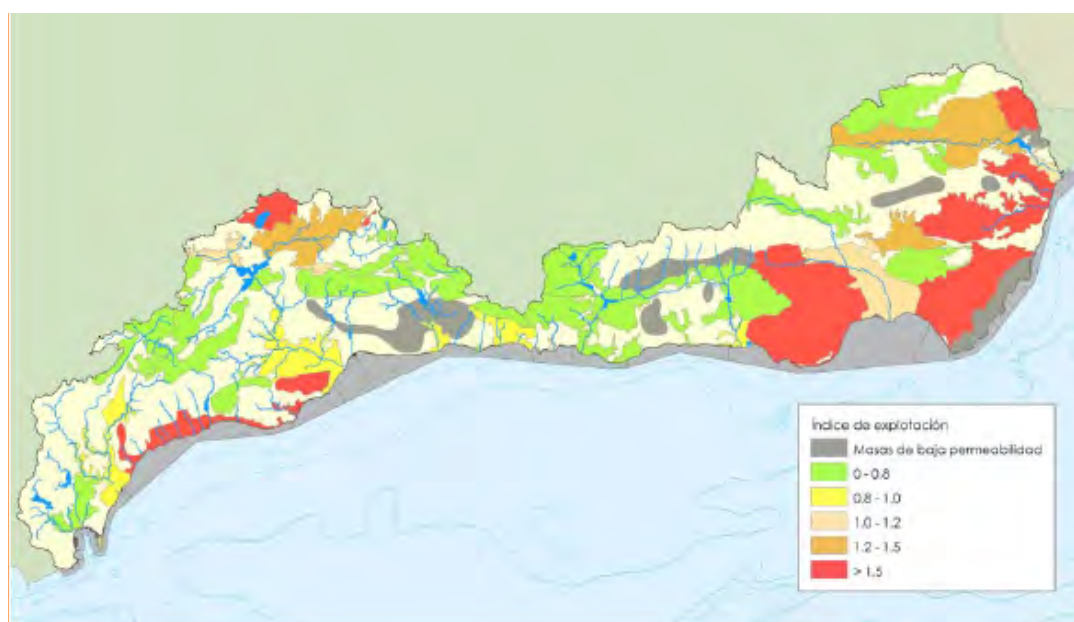


Figura 3.5.1.2 Índice de explotación de las MASb de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas

En el Plan Hidrológico se aporta una ficha de cada MASb y resúmenes por temáticas en los Anejos 3 y 5 y en parte en el 7. Si hay datos, se aporta la evolución de niveles en los puntos de control, intentos de superficies piezométricas (sin indicar los valores de apoyo), comentarios sobre el estado de intrusión marina y de salinización. Se muestran las redes de control y se incluye un diagnóstico sobre la sobreexplotación, la intrusión marina y otros procesos de salinización, además de tablas sintéticas de química del agua, pero sin elaboración hidrogeoquímica. Buena parte de la información es bibliográfica y en ocasiones de una o dos décadas anteriores. En buena parte procede de estudios realizados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Según Domínguez et al. (2015a; 2016a; 2016b), la MASb 060.013 Campo de Dalías–Sierra de Gádor, en la parte oriental de las CMA, necesitan actualizarse y redefinirse, ya que su definición inicial lleva a una mala gestión de los acuíferos los acuíferos inferiores, que son los más importantes.

La memoria del Plan Hidrológico contiene una extensa relación de referencias de informes, documentos científicos y presentaciones en reuniones técnicas y científicas, pero no se mencionan muchos de los trabajos notables existentes, en especial los referentes a acuíferos costeros, tanto del IGME como derivados de la actividad de las Universidades de Granada, Almería y Málaga. No se aclara cómo se han dibujado los

mapas piezométricos y si tienen apoyo de mediciones en pozos y sondeos que no sean de la actual red de observación. Esta red se reduce a unos pocos puntos, que en parte de los acuíferos costeros están alejados del litoral. En los balances de agua de cada MASb no se considera la salida de agua continental al mar.

Los datos resumidos de interés de las diferentes MASb (060.XXX) costeras o con una parte limitando con la costa, ordenadas de norte a sur, son (IE = índice de explotación = extracción/recarga; CE = conductividad eléctrica del agua en $\mu\text{S}/\text{cm}$):

005.– Cubeta de Ballabona–Sierra Lisbona–Río Antas. Desarrollo perpendicular al mar. Poblaciones de Vera y Garrucha. Sin intrusión marina conocida. Niveles freáticos altos (10 m) a 1 km de la costa. CE hasta 2800–6000, atribuible a retornos de riego. Sin red de observación costera.

006.– Bajo Almanzora. Domina la explotación costera. Niveles piezométricos negativos. Hubo intrusión marina, con CE hasta 7000; actualmente no está caracterizada. Red de observación costera moderada. IE = 1,1

008.– Aguas. Tramo corto de costa, por Mojácar. Hubo intrusión marina con CE hasta 6000; actualmente no está caracterizada. Parte de la salinización es por afloramientos de yesos en Sorbas. Sin red actual de observación costera. IE = 3,3

056.– Sierra del Cabo de Gata. Muy extendida a lo largo de la costa. Escasa explotación actual y distribuida. No parece haber ni intrusión marina ni salinización. Escasa red de observación costera.

011.– Campo de Níjar. Declaración de sobreexplotación desde 2004. Explotación no sustentable. Intrusión marina en los dos extremos que alcanzan el litoral (Carboneras y lado occidental de Rambla Morales), en especial en el occidental, con CE hasta 7000 elevada salinidad hasta 17 km de la costa, en parte por retornos de riego. Escasa red de observación costera. Campañas de mediciones por el IGME. IE = 2,6

012.– Bajo Andarax. Hay explotación próxima a la costa, no sustentable. Niveles piezométricos ocasionalmente negativos. Intrusión marina con CE hasta 13.000. Red de observación costera moderada. IE = 0,9

013.– Campo de Dalías–Sierra de Gádor. Pozos profundos con niveles piezométricos muy negativos. No se diferencian los diferentes acuíferos. Salinidad por intrusión marina en algunos acuíferos del Campo de Dalías, con CE hasta 10.000 y ocasionalmente hasta 60.000). 17 puntos de observación costera; la del IGME tiene 191 puntos. No se aplican las normas de explotación de la declaración de sobreexplotación. IE = 1,7. Se incluyen los acuíferos carbonatados del Alto Andarax.

015.– Delta del Adra. Explotación con pocos pozos. Salinidad por retornos de riego y aportes litológicos. Intrusión marina en lado oriental en años secos con CE entre 2300 y 3500 a corta distancia de la costa. Escasa red de observación costera. No se han aplicado las normas de explotación. IE = 0,8.

016.– Albuñol. Estrecha salida al mar. Notable explotación en la costa. Estado de intrusión marina desconocido. Posible salinización local por yesos. Sin red de observación costera.

020.– Carchuna–Castell de Ferro. Notable explotación costera en el entorno de Castell de Ferro. Niveles piezométricos negativos. Alta salinización en el pasado a través de calizas; hoy moderada por aducción de agua exterior. Escasa red actual de observación costera.

021.– Motril–Salobreña. Planicie costera cruzada por el río Guadalfeo. Explotación distribuida y sólo parte cerca de la costa. Sin intrusión marina ni claro efecto

de retornos de riego. Escasa red actual de observación costera.

022.– Río Verde. Contiene a Almuñécar. Explotación distribuida y sólo parte cerca de la costa. Niveles piezométricos ocasionalmente negativos. Sin intrusión marina actual, pero la hubo antes de 1994. Aceptable red actual de observación costera. Aducción de agua del embalse en la parte alta del río Guadalfeo. IE = 1,2

063.– Sierra de Alberquillas. Explotación en el lado occidental. Intrusión marina local en Barranco de Cantarrijón. Escasa red de observación costera. IE = 1,0

026.– Río Torrox. Explotación distribuida y escasa cerca de la costa. Sin intrusión marina actual; la hubo. Escasa red actual de observación costera. Aducción de agua.

027.– Río Vélez. Muchos pozos de explotación distribuidos, en parte cerca de la costa W. Sin intrusión marina actual; la hubo. Escasa red de observación costera. IE = 0,9. Bordeado interiormente por la Sierra de Almijara

037.– Bajo Guadalhorce. Pocos pozos costeros. Niveles ocasionalmente negativos. IE = 1,0

039.– Fuengirola. Hay pozos costeros. Intrusión marina local que persiste. Estudio del IGME en año 2000. IE = 1,6. Bordeado interiormente por las Sierras Blanca y de Mijas

040.– Marbella–Estepona. Muy extendido a lo largo de la costa. Niveles ocasionalmente bajo el nivel del mar. Muy numerosos pozos costeros. Hay intrusión marina. Estudio del IGME en el año 1999. Explotación no sustentable. IE = 1,6. Calahonda está entre Marbella y Fuengirola

047.– Guadiaro–Genal–Hozgarganta. La parte inferior es costera.

049.– Guadarrque–Palmones. Cierta explotación cerca del Campo de Gibraltar. No parece haber ni intrusión marina ni salinización. Sin red de observación costera.

En las Cuencas Atlánticas Mediterráneas Andaluzas hay numerosas plantas de desalinización del agua del mar. Véase el apartado 3.1.4.

Existe un atlas de los acuíferos mediterráneos andaluces (ITGE, 1998) que aporta una buena y detallada

visión de conjunto, pero que no trata específicamente la situación de intrusión marina de los acuíferos costeros. Burillo Panivino (1998) trata la situación de intrusión marina de los acuíferos kársticos y su recarga se analiza en Andreo et al. (2008). Los condicionantes genéticos de los depósitos aluviales que contienen los numerosos pequeños acuíferos frecuentes en la costa mediterránea andaluza se tratan en Harvey (2002).

El comentario y análisis de la situación de las diferentes acuíferos costeros, combinando la situación provincial y las características hidrogeológicas, se hace agrupándolos en: 1– Costa oriental de Almería, con singularización de Cabo de Gata–Campo de Níjar y Bajo Andarax, 2– Poniente Almeriense: Campo de Dalías–Sierra de Gádor y Delta del Adra, 3– Costa de Granada y 4– Costa de Málaga.

En la Provincia de Almería se dispone de las plantas desalinizadoras de agua del mar (IDAM) de iniciativa pública del Bajo Almanzora, Carboneras, Almería y del Campo de Dalías. En el municipio de Níjar toda el agua de suministro a población es desalinizada. Además existe la planta de iniciativa privada de Rambla Morales, actualmente no operativa. Hay una planta de desalobración en Vera, en el Levante. Para captar aguas superficiales, en el área próxima a la franja costera existen los embalses de Cuevas en el Levante y el de Beninar en el Poniente. No hay actualmente plantas desalobradoras operando, salvo en Palomares para regadío.

En Almería no hay problemas de abastecimiento humano por salinidad fuera del municipio de Roquetas y algo en el de Vícar.

El inicio de la explotación intensiva de las aguas subterráneas para riego en Almería deriva de las iniciativas del INC (Instituto Nacional de Colonización), luego IRYDA (Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario) en la década de 1950 y principios de la de 1960 en el Bajo Almanzora (Cubeta de El Saltador), Campo de Níjar y Campo de Dalías. Las obras realizadas fueron luego transferidas a Comunidades de Regantes. Desde entonces ha habido un gran desarrollo por iniciativa privada. Los primeros signos de explotación excesiva ya se pusieron de relieve por el IGME en 1979 y en especial en 1982. En 1986, al amparo de la recientemente aprobada Ley de Aguas de 1985, ya se solicitaron declaraciones de zona sobreexplotada.

La Administración pública del agua tiene un papel poco desarrollado. Así, apenas hay policía de aguas y las Comunidades de Regantes extraen mayormente según su criterio y necesidades. Sin embargo, la parte de extracciones que se podría calificar de ilegal es pequeña [FJMR]. No se realiza gestión de los recursos de agua fuera de la de inputs agrícolas que hacen las propias comunidades de regantes con vistas a la economía de sus explotaciones agrícolas.

Desde 2008, para la construcción de pozos se aplica la Ley de Seguridad Minera, que requiere un proyecto firmado por un Ingeniero o un Técnico de Minas, incluidas las de menos de 7000 m³/a. Si la profundidad del pozo es mayor que 120 m se requiere además un estudio de impacto ambiental, inicialmente sólo para pozos de abastecimiento y ahora también para los agrícolas. Esto complica y alarga el trámite y crea inseguridad al intervenir estamentos no especializados en aguas subterráneas en el proceso [FJMR].

3.5.2 Acuíferos costeros orientales de Almería

Los acuíferos costeros de Almería son de variada naturaleza y comprenden algunos de los acuíferos más productivos de España desde el punto de vista económico. La Figura 3.5.2.1 da una visión geográfica del área. Es montañosa, con pequeñas formaciones aluviales costeras, pero con dos importantes depresiones tectónicas rellenas por sedimentos terciarios y cuaternarios y formaciones carbonatadas fracturadas y karstificadas, condicionadas por una gran falla (IGME, 1983a, 1983b; Rodríguez y Martín, 1993; Marín et

al., 2005). Unos pocos trabajos abordan la situación conjunta: ITGE (1998), trabajos iniciales del PIAS (1977) y Thauvin (1982) y más recientemente los de Domínguez y Franqueza (2012). Diferentes aspectos generales se abordan en diversas tesis doctorales, como Navarrete López-Cózar (1992), Martín Rosales (1997), Vallejos Izquierdo (1997), Molina Sánchez (1998), Domínguez Prats (2000), Daniele, (2007) y Contreras López (2006).

Figura 3.5.2.1 Visión satelital (Google) de la costa de Almería. Desde el NE al W se suceden la costa murciano–almeriense del E, el Cabo de Gata con la depresión del Campo de Níjar en su interior y abierta al mar por su lado W, el valle bajo y delta del río Andarax y el conjunto del Campo de Dalías (la parte blanca son los cultivos bajo cubierta de plástico) y la Sierra de Gádor.



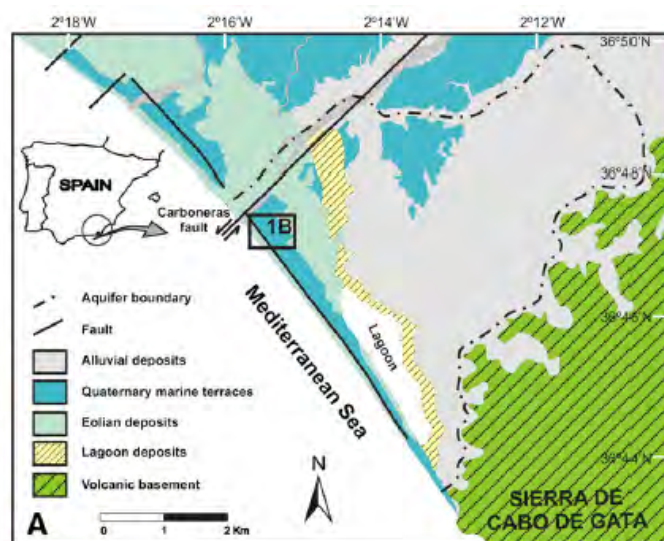
Los acuíferos del NE, en Vera, Huercal–Overa, Cuevas del Almanzora y Garrucha, son una continuación de los acuíferos murcianos de Mazarrón y Águilas, con escaso desarrollo de las partes costeras. En ellos se ha producido una explotación de reservas de agua subterránea (minería del agua subterránea), con algunos pequeños acuíferos con grandes descensos de niveles (MASE, 2015), como en El Saltador. En algunos puntos hubieron problemas de salinización en las décadas de 1980 y 1990, como en el Bajo Almanzora (IGME, 1986a; Vallejos et al., 1994; ITGE-DGOHCA, 1995), pero parecen que hoy no son significativos, aunque falta información actualizada, sólo paliada por la aportada por algunas tesis doctorales (España, 2012; Barragán, 2009). La presión sobre los acuíferos ha disminuido por la traída de agua externa, aunque sea ocasional (Transvase Tajo–Segura, Transvase Negratín–Almanzora) y por la reutilización de aguas residuales urbanas tratadas en agricultura.

La geometría y funcionamiento del sistema de **acuíferos del Campo de Níjar** y acuíferos marginales se analizaron en IGME (1982a; 1986a) y se resumen en

ITGE-DGOHCA (1995) e ITGE-JA (1998). A grandes rasgos se diferencian el Acuífero del Campo de Níjar, el Acuífero de El Hornillo–Cabo de Gata y el Acuífero de La Palmerosa.

El área del Cabo de Gata y Campo de Níjar dispone de estudios sobre la génesis de los depósitos cuaternarios asociados al cambio del nivel del mar (Goy et al., 1998; 2003; Harvey et al., 1999). Además existen algunos estudios isotópicos de detalle en relación el incidente nuclear (caída y ruptura de una bomba militar de fisión) de Palomares (Hernández Puentes y Jiménez Espinosa, 2013), pero hay pocos estudios hidrogeológicos específicos. Los que existen guardan relación con el origen de la salinidad de un área paleo–lagunar (Daniele et al., 2011; García–García et al., 2003; Sola et al., 2008). La salinidad se atribuye a aguas relictas de evaporación presentes en los sedimentos debajo y alrededor de la laguna y que aún no han sido lixiviadas (Figuras 3.5.2.2 y 3.5.2.3). El contenido isotópico de esas aguas (Figura 3.5.2.4) muestra el efecto de evaporación y la mezcla con agua dulce actual.

Figura 3.5.2.2 Situación de la laguna residual junto al Cabo de Gata (Sola et al., 2014)



En el área del **Cabo de Gata** existen 80 m de sedimentos que yacen sobre margas y un basamento volcánico (Daniele et al., 2001). Los pozos para alimentar la planta desalinizadora tienen hasta 65 m de profundidad y caudales de 30 a 55 L/s. Están a unos 300 m de la

costa (Daniele et al., 2011). Previamente había plantas pequeñas de desalobración, cuyas salmueras residuales en parte se infiltraban localmente tras ser vertidas a la laguna de El Charco.

Figura 3.5.2.3 Génesis de las aguas salinas existentes actualmente bajo la laguna residual junto al Cabo de Gata (Sola et al., 2014)

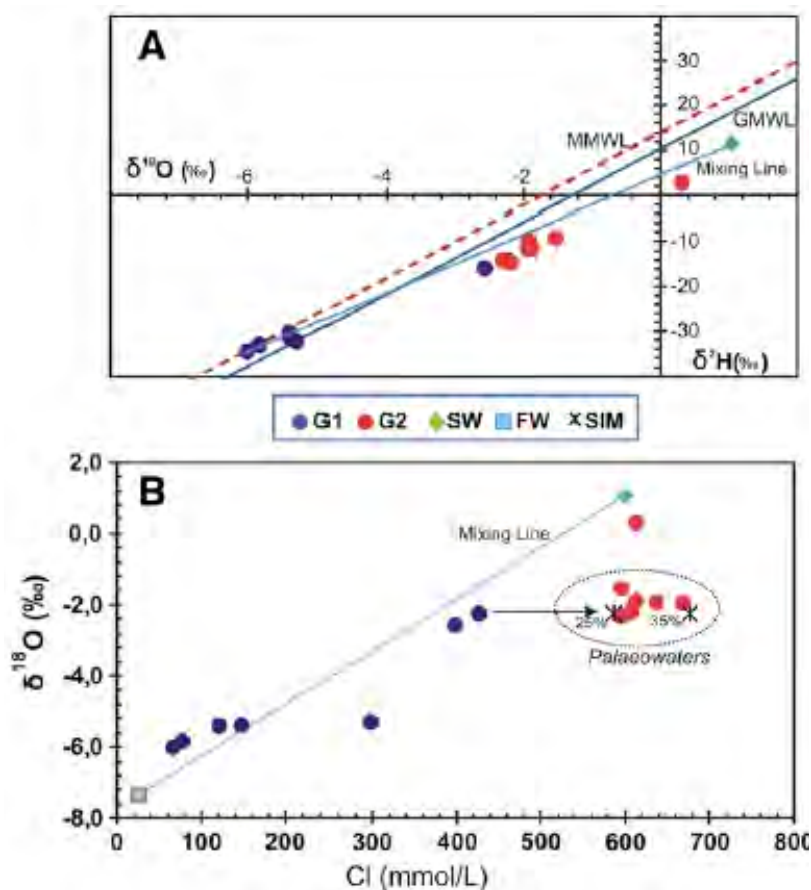
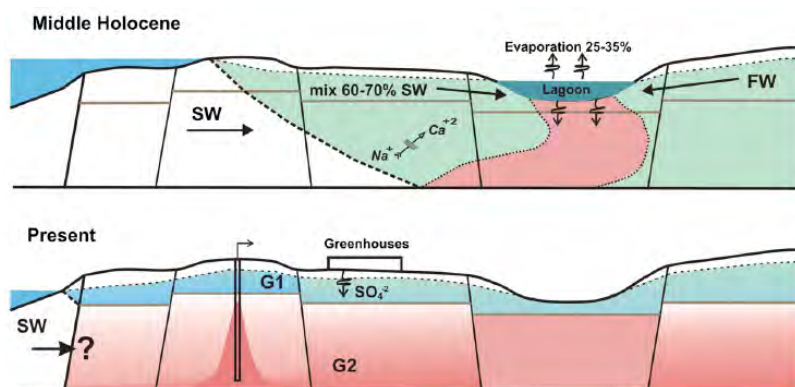


Figura 3.5.2.4 Contenido isotópico de las aguas salinas existentes actualmente bajo la laguna residual junto al Cabo de Gata y mezcla con aguas recientes (Sola et al., 2014)

El **Campo de Níjar**, o cuenca de Níjar-Carboneras, es en buena parte una depresión interior que se abre al mar entre el Cabo de Gata y el Bajo Andarax. Está considerado el territorio de menor precipitación de la provincia de Almería y de la Península Ibérica. Es una importante área agrícola que depende de los recursos de agua de un acuífero pobre y sin recarga significativa por transferencia de acuíferos más al interior. Los

recursos de agua subterránea son menores que las extracciones, por lo que se ha acumulado un notable descenso de niveles piezométricos, como muestra la comparación de las dos situaciones reflejadas en la Figura 3.5.2.5. Cerca de la costa se alcanzan valores claramente bajo el nivel del mar. Los estudios publicados son escasos (Carrasco, 1988).

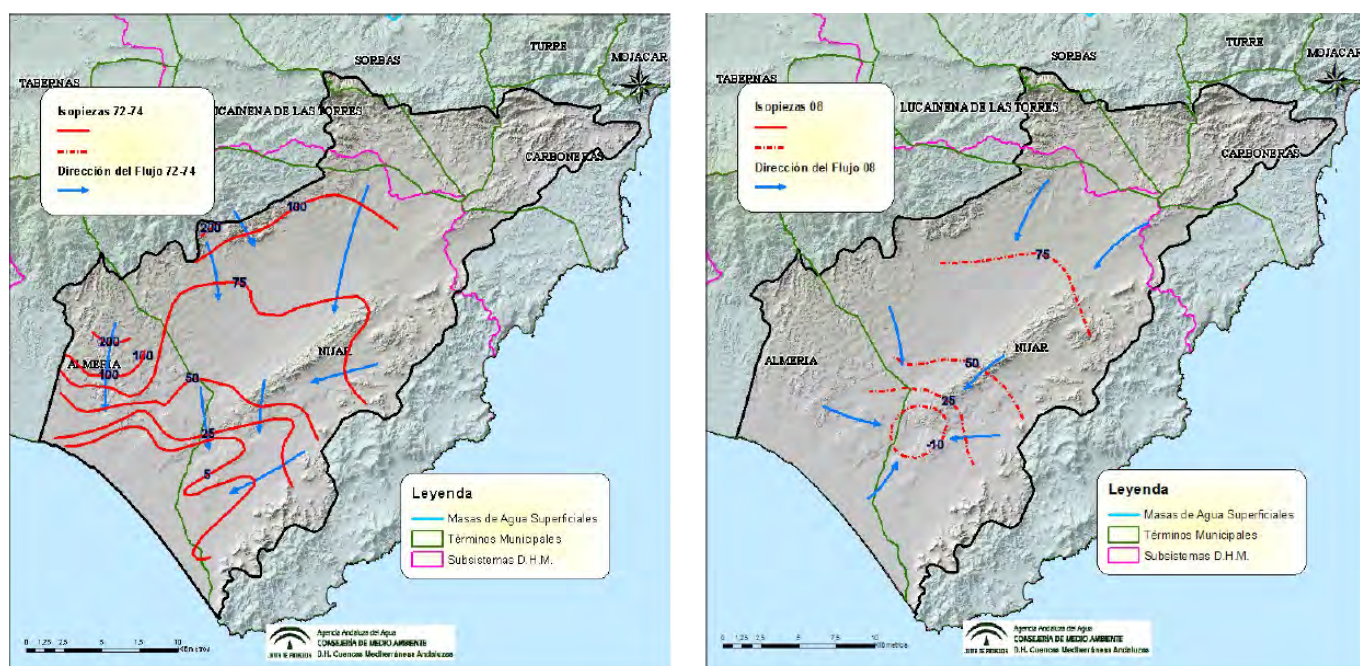


Figura 3.5.2.5 Piezometrías del Campo de Níjar, A) en el periodo 1972–1974, ya con notable desarrollo de las extracciones, y B) en 2008 (PHCAM, 2015)

Las aguas subterráneas tienen salinidad inicial alta, entre 3000 y 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ según las áreas. Es en parte de origen climático (recarga local en ambiente árido) y en parte de posible origen litológico. En ITGE–DGOHCA (1995) se expone el deterioro de la calidad del agua a consecuencia de la movilización de aguas con mayor contenido salino, aunque el estudio hidroquímico está

muy afectado por la mezclas de acuíferos en la vertical de las captaciones. El estado de salinidad se ha ido agravando por retornos de riego y más recientemente por vertido al terreno de las aguas salinas residuales de las numerosas plantas de desalobración por ósmosis inversa. La Figura 3.5.2.6 muestra el contenido salino.

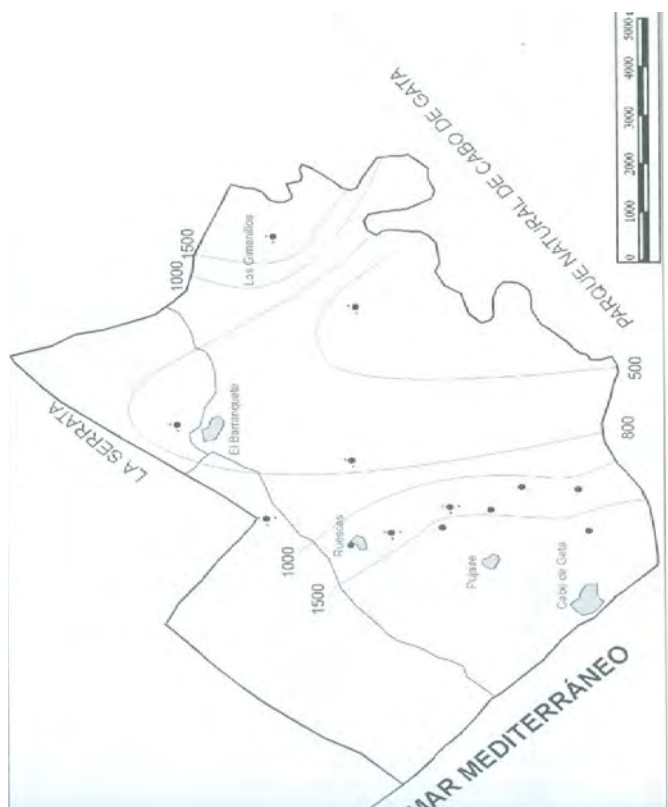


Figura 3.5.2.6 Contenido en cloruro de las aguas subterráneas del Campo de Níjar correspondiente a octubre de 2000 (García–García et al., 2003)

La extracción de agua subterránea los acuíferos del Campo de Níjar ha disminuido actualmente ya que hay un aporte de agua de la planta desalinizadora de agua del mar de Carboneras.

El uso directo del agua subterránea es sólo viable marginalmente para cultivos resistentes a la salinidad, como el del tomate. Para regar, los agricultores producen actualmente una mezcla apropiada al cultivo y al momento de agua salobre del acuífero, de agua desalobrada si la tienen disponible y de agua marina desalinizada en la planta de Carboneras y en la de Rambla Morales cuando estuvo en funcionamiento.

Los pozos para alimentar la planta desalinizadora tienen hasta 65 m de profundidad y caudales de 30 a 55 L/s y están a unos 300 m de la costa (Daniele et al., 2011). Previamente había plantas pequeñas de desalobración, cuyas salmueras residuales en parte se infiltraban localmente tras ser vertidas a la laguna de El Charco.

En el Campo de Níjar hay unas 5000 ha de invernaderos, con un uso medio de agua de unos 4000 m³/ha/a. La demanda total de agua es de aproximadamente 20 hm³/a. El inicio de la explotación intensiva es de principios de la década de 1970. El abastecimiento agrícola se ha hecho exclusivamente con agua subterránea hasta la entrada en servicio de la planta desalinizadora de agua marina de Carboneras, pero que aún no proporciona agua a todo el Campo.

Parte del agua subterránea se distribuye mediante la red de la Sociedad Agraria de Transformación SAT 2130 (Campo de Níjar), con servicio a 1334 ha de invernaderos a partir de 15 pozos. El agua salobre se eleva desde los pozos a 3 estaciones de bombeo re-elevadoras y desde allí se impulsa hasta 3 grandes embalses reguladores, desde los que se abastece la red por gravedad [JR]. La altura total de bombeo es de unos 170 m.

Un proyecto de distribución centralizada de agua desalada mezclada con la procedente del acuífero no prosperó. Actualmente existe una segunda red que distribuye el agua de la Planta Desalinizadora de Carboneras (PDC), de modo que una parte importante de los invernaderos tienen dos acometidas, una con agua procedente de la SAT y otra con agua de la PDC. Como

el agricultor disponía tradicionalmente de una pequeña balsa de regulación, ahora la puede usar para mezclar ambos suministros, a voluntad, para conseguir la mezcla que considere más oportuna según salinidad del agua salobre disponible, cultivo, momento y costes. Es lo que se ha denominado agua a la carta [JR]. Es difícil determinar la gestión del agua desalinizada que cada agricultor realiza individualmente.

Existe la Comunidad de Usuarios de Aguas de la Comarca del Campo de Níjar [PDP].

La ciudad de Almería se sitúa junto al delta del río Andarax, donde en su entorno hay campos de cultivo. Hasta finales de la década de 1970, la ciudad de Almería se abasteció únicamente con agua del acuífero de Vicar, transferida desde el Campo de Dalías. Actualmente aporta el 70% del agua urbana a la que se suma agua subterránea de la cuenca del río Andarax, extraída de pozos a lo largo del valle, cada vez más al interior, y agua de la planta de desalinización de agua del mar del delta del Andarax, adquirida dentro del compromiso firmado con Acuamed [FJMR].

El agricultor del Bajo Andarax dispone de dos balsas. En una recibe agua de origen subterráneo (por ejemplo de los pozos de La Calderona, en el Medio Andarax) y en la otra agua residual depurada de la EDAR de Almería, con tratamiento terciario. Procede a la mezcla según su conveniencia.

El sistema de acuíferos del **Bajo Andarax** y su delta, que incluye el borde oriental de la Sierra de Gádor, ha sido estudiado en detalle por ser una fuente importante de agua para la agricultura local y el abastecimiento a sus núcleos urbanos. Desde hace décadas quedaron descritos los rasgos esenciales de la geometría y evolución del funcionamiento de sus acuíferos.

La desalinizadora de agua del mar del Bajo Andarax tiene una capacidad nominal de 20 hm³/a. Desde su puesta en servicio en 2006/07 sólo se utiliza parte de esa capacidad para aportar el complemento al abastecimiento de la capital [PDP]. La alimentación de agua salada a la planta se hace mediante pozos en la margen izquierda del delta del Andarax, mediante pozos de hasta 125 m de profundidad y caudales de 100 a 125 L/s {APB}. La Figura 3.5.2.7 muestra el detalle de la margen izquierda del delta del Andarax, con la ubicación de la planta de desalinización y de los sondeos de control.

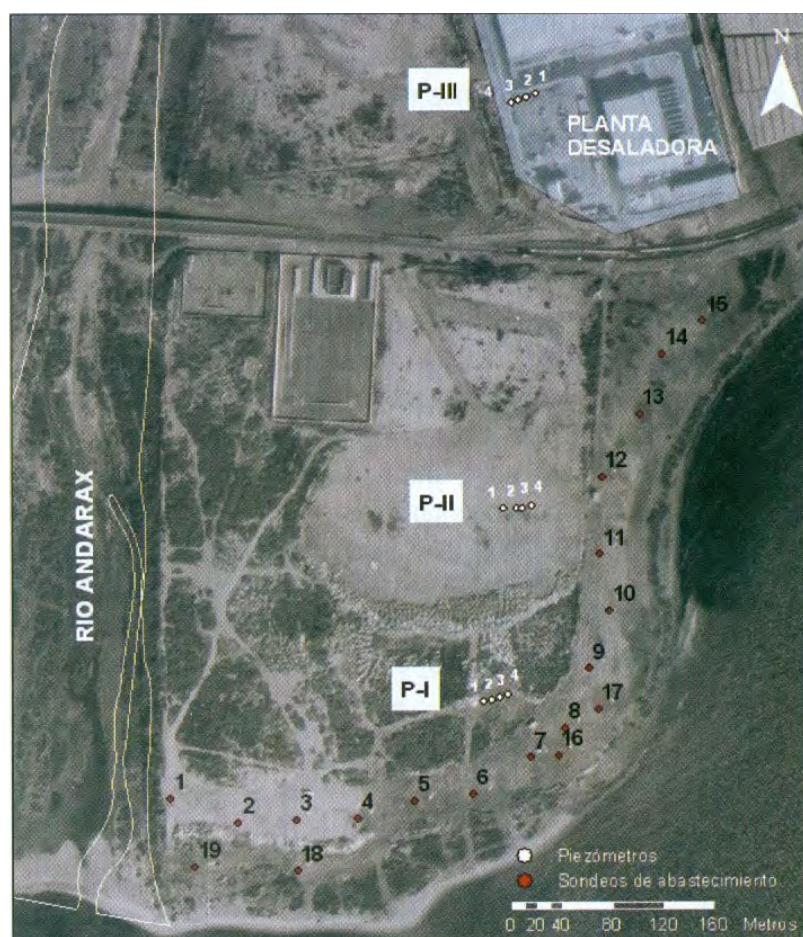


Figura 3.5.2.7 Detalle de la margen izquierda del delta del Andarax con la ubicación de sondeos de control y de la planta de desalinización (Guhl et al., 2003; Sánchez-Martos et al., 2007; Pulido Bosch et al., 2007)

El delta del Andarax cubre 65 km² y sus sedimentos tienen un espesor en la parte central costera de hasta más de 150 m. Como consecuencia de la intensa explotación se produjo una notable intrusión marina. En los últimos años, para alimentar de agua marina subterránea a la planta desalinizadora del Bajo Andarax, situada cerca de la costa, en el lado izquierdo del delta se capta agua marina a través del acuífero.

La Universidad de Almería ha generado un buen conjunto de estudios que permiten conocer con detalle el funcionamiento del delta del Andarax. Buena parte de los estudios tienen relación con el abastecimiento mediante pozos de la planta desalinizadora. Incluyen la caracterización hidrogeológica, reconocimientos y controles geofísicos, modelación, estudios hidrogeoquímicos y seguimiento de la evolución de la salinidad. Con esa información se ha establecido un modelo conceptual de funcionamiento (Gisbert et al., 2010). La salinidad elevada del delta es debida en buena manera a la intrusión marina, con formación de conos salinos ascensionales. La salinidad observada en algunos lugares del valle es consecuencia de aportes litológicos,

con dominio de los sulfatos (Carrasco y Martín Zúñiga, 1988; Pulido-Bosch et al., 1992).

Se ha considerado la posibilidad de subsidencia del terreno en el delta por extracciones de agua subterránea por pozos profundos (Pulido-Bosch et al., 2011; 2012), que se evaluó en 1,7 a 5 mm/año y un total de 10 a 30 mm, con valores máximos locales de 8 mm/año y 50 mm respectivamente.

La Figura 3.5.2.8 muestra la piezometría del delta del Andarax, la Figura 3.5.2.9 la evolución de las áreas con nivel piezométrico bajo el nivel del mar y la Figura 3.5.2.10 la piezometría de la margen derecha del delta en un momento de niveles altos; la forma indica que en ese momento se producía descarga de agua subterránea al mar con una transmisividad decreciente debido al menor espesor de aguadulce por la cuña de intrusión marina. La Figura 3.5.2.10 muestra la salinidad obtenida por métodos geoelectrónicos y la Figura 3.5.2.11 el contenido en cloruros de las aguas subterráneas en el delta del Andarax y del valle bajo.

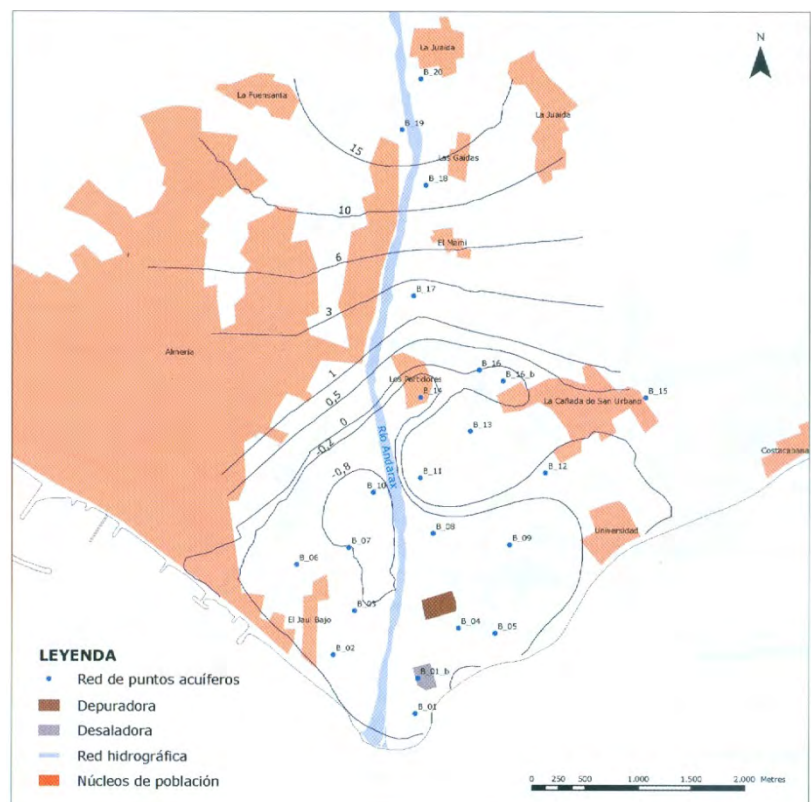


Figura 3.5.2.8 Mapa piezométrico del delta del Andarax en 5-2005, según Sánchez Martos et al. (2007)

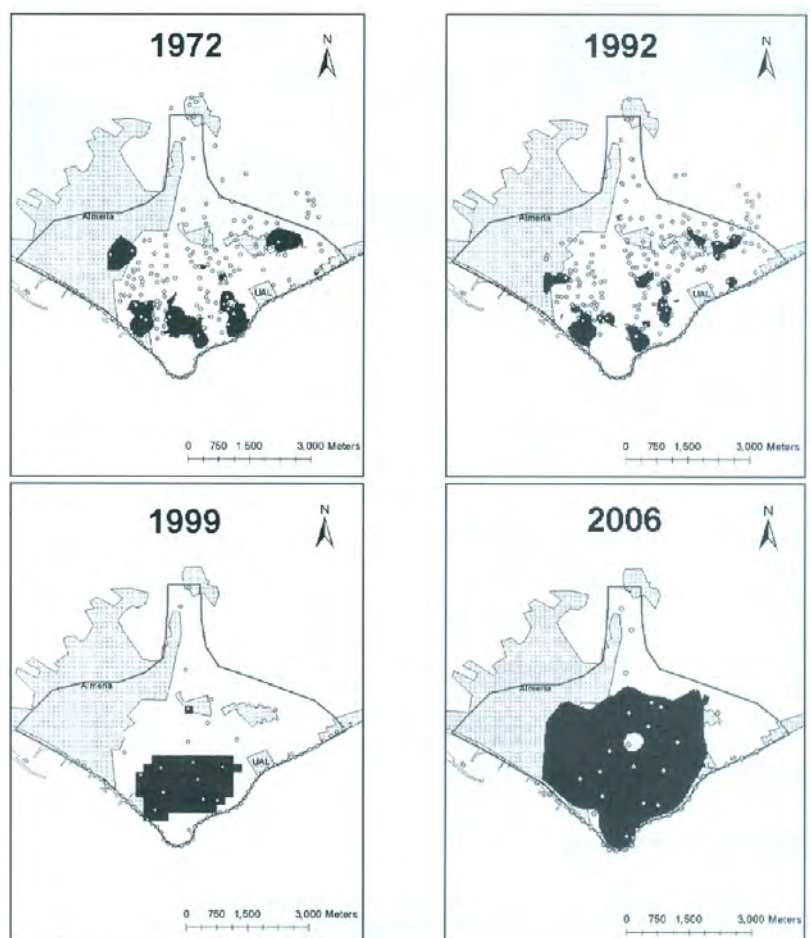


Figura 3.5.2.9 Evolución de las áreas con nivel piezométrico bajo el nivel del mar en el delta del Andarax (manchas negras) según Antonsson et al. (2007)

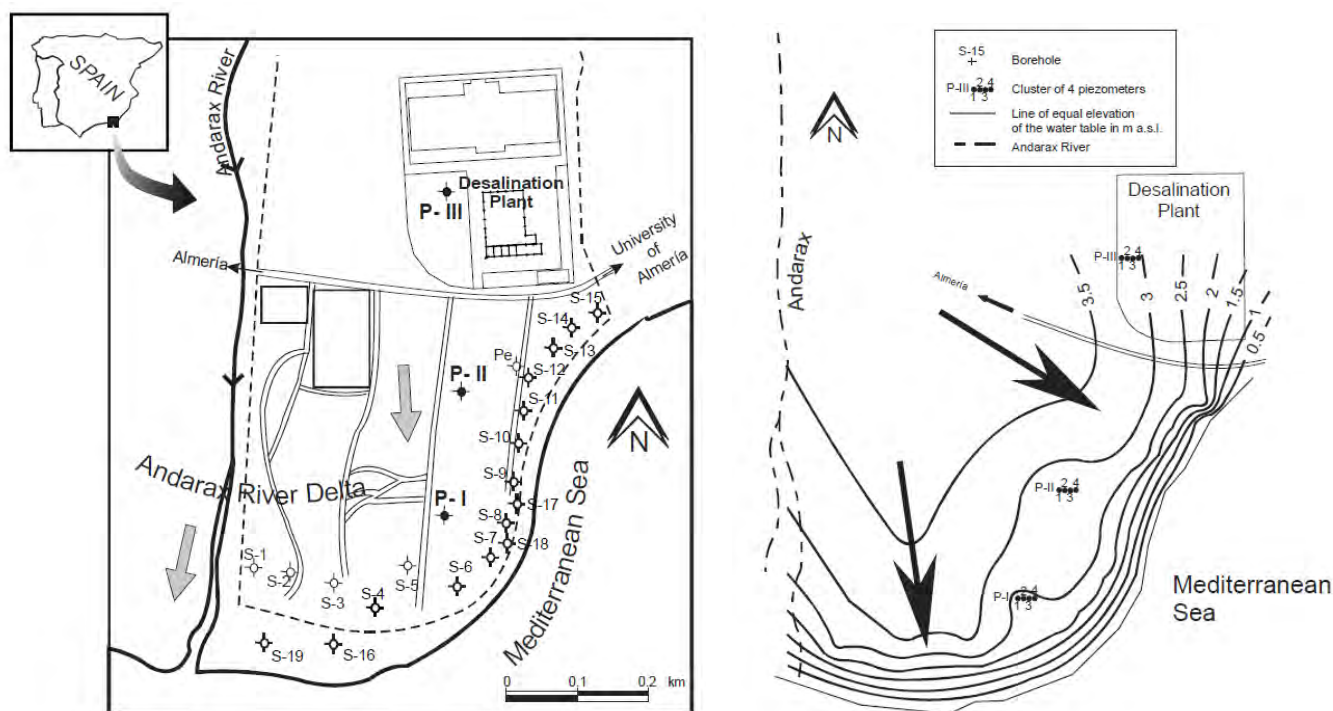


Figura 3.5.2.10 Detalle de la margen izquierda del delta del Andarax con la ubicación de sondeos de control y de la planta de desalinización (figura derecha) y la piezometría (figura derecha) el 02-07-2001. P-I, P-II y P-III son pozos de bombeo de agua salada con rejilla en la parte inferior del acuífero; la figura inferior se muestra además la posición de los sondeos de control (Guhl et al., 2003; Sánchez-Martos et al., 2007; Pulido. Bosch et al., 2007)

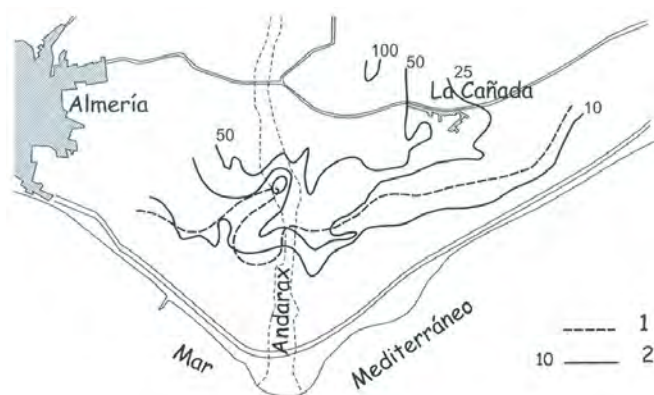


Figura 3.5.2.11 Caracterización indirecta de la intrusión marina en el delta del Andarax mediante los valores de la resistividad eléctrica deducida de sondeos eléctricos verticales con AB = 400 m a finales de la década de 1960 (Pulido-Bosch et al., 2007). Las líneas continuas son la isoresistividad en ohmios-m y la discontinua la estimación de la penetración del centro de la cuña salina

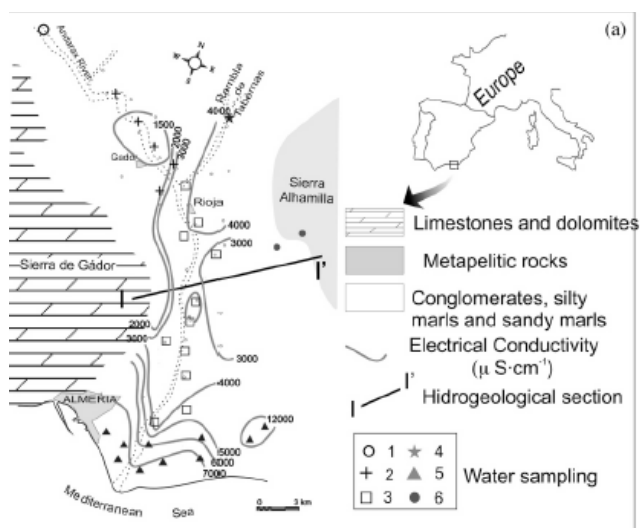


Figura 3.5.2.12 Contenido en cloruros de las aguas subterráneas en el delta del Andarax y del valle bajo (Sánchez-Martos et al., 2001a; 2001b). La salinidad elevada del delta es debida en buena manera a la intrusión marina, con formación de conos salinos ascensionales, pero la del valle es consecuencia de aportes litológicos en los que dominan los sulfatos

Se han realizado diferentes estudios hidroquímicos del agua salina y también de los efectos litológicos en la composición de las aguas del valle, como tales o en comparación con otras áreas (Sánchez Martos, 2001; Sánchez Martos et al., 1996; 2001a; 2002; Sola et al., 2014; Vallejos et al., 2007) y también de la composición isotópica (Sola, 2012; Sola et al., 2012).

La disposición esquemática de la cuña de agua marina y del agua mezcla en una sección S–N a lo largo del río Andarax se muestra en la Figura 3.5.2.13. Se ha estudiado su disposición y geometría (Guhl et al., 2003; 2006). Esta disposición se ve en los cortes de tomografía eléctrica de la Figura 3.5.2.14 y se representa en la sección de la Figura 3.5.2.15.

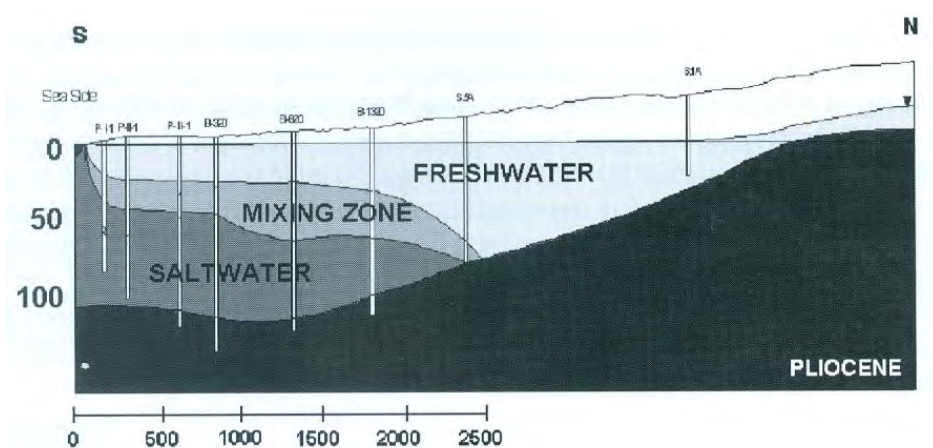


Figura 3.5.2.13 Disposición esquemática de la cuña de agua marina y del agua mezcla en una sección S–N a lo largo del río Andarax, según Antonsson et al. (2007)

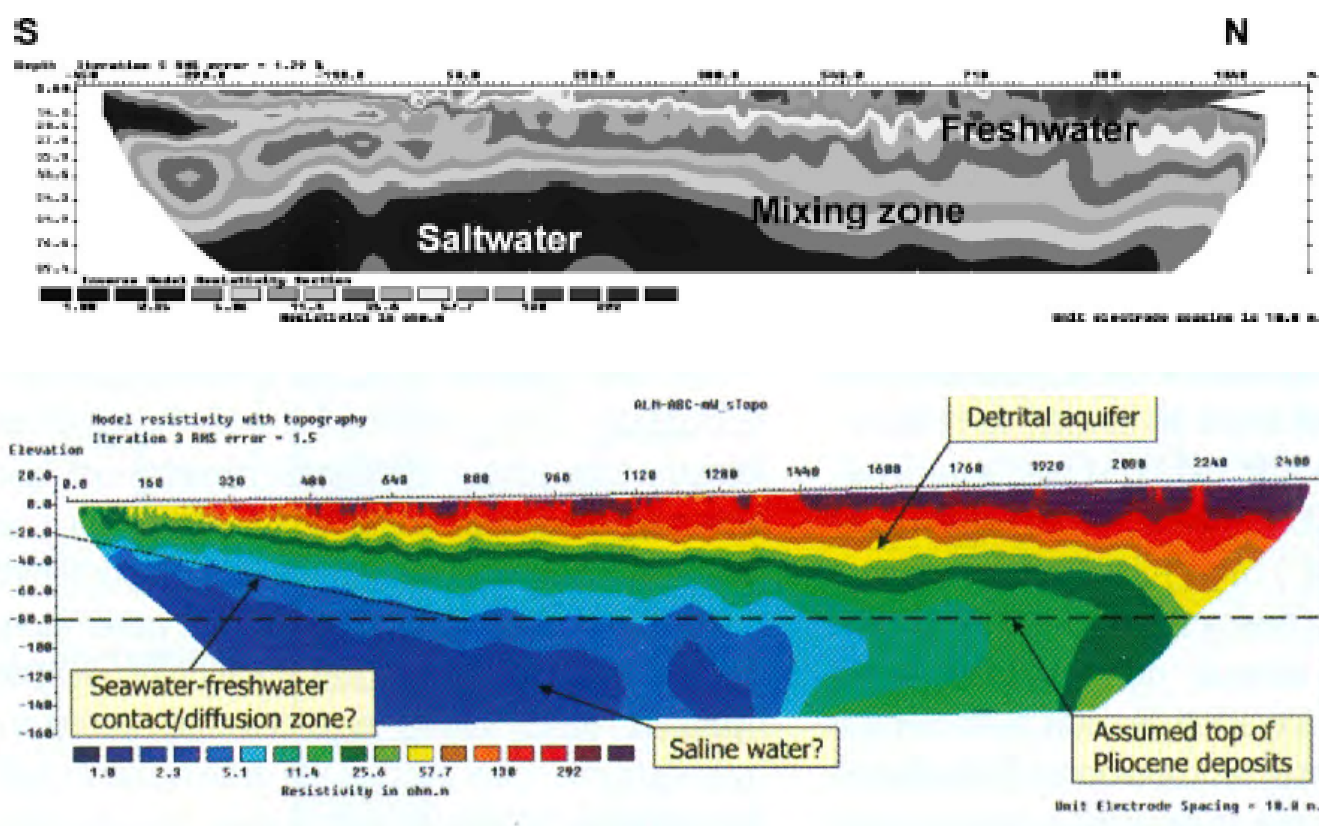
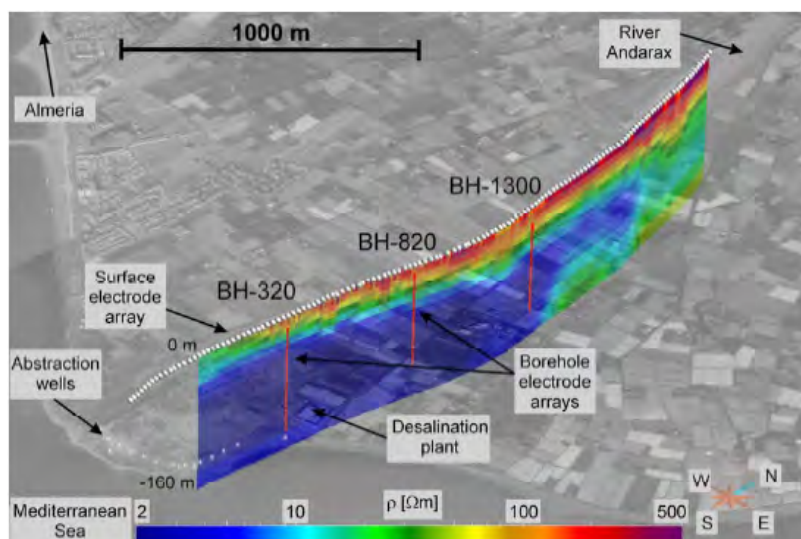


Figura 3.5.2.14 Secciones S–N de tomografía eléctrica que muestran la cuña de agua marina y del agua mezcla a lo largo del río Andarax (Kuras et al., 2005; Sánchez–Martos et al., 2007; Jorreto et al., 2009)

Figura 3.5.2.15 Cuña de agua marina y de agua mezcla en una sección S–N a lo largo del río Andarax, apoyada en tomografía eléctrica y electrodos de medida de la resistividad del terreno en superficie y en profundidad en perforaciones (Jorreto et al., 2009)



Para la observación piezométrica, de salinidad y de composición química se instalaron multipiezómetros en enjambres, cada uno abierto a una profundidad seleccionada y aislado del resto, como muestra la Figura 3.5.2.16, junto con el corte litológico, además de un

sondeo adicional multi–ranurado para realizar registros. Las Figuras 3.5.2.17, 3.5.2.18 y 3.5.19 sintetizan las características de un sondeo–tipo de los perforados y equipados en el delta del río Andarax para la planta desalinizadora.

Figura 3.5.2.16 Instalación multipiezométrica en enjambre para la observación de niveles, salinidad y composición química, abiertos a una profundidad seleccionada y aislada del resto, además de un sondeo adicional multi–ranurado para realizar registros (Guhl et al., 2003); Jorreto, 2006; Jorreto et al., 2009; Sánchez–Martos et al., 2002)

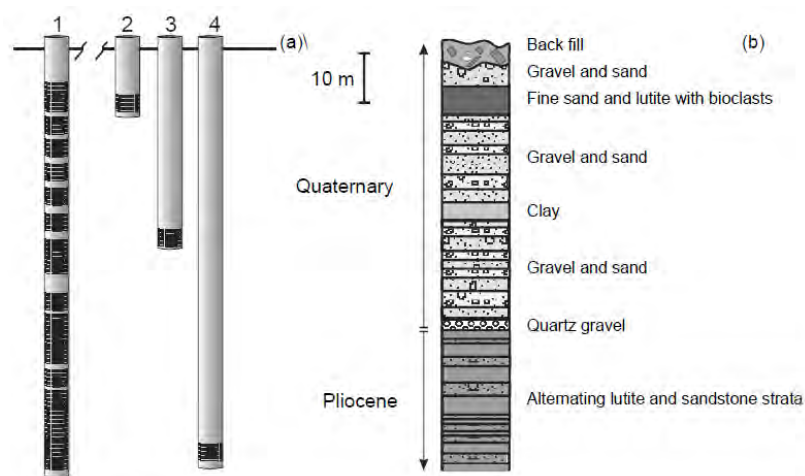
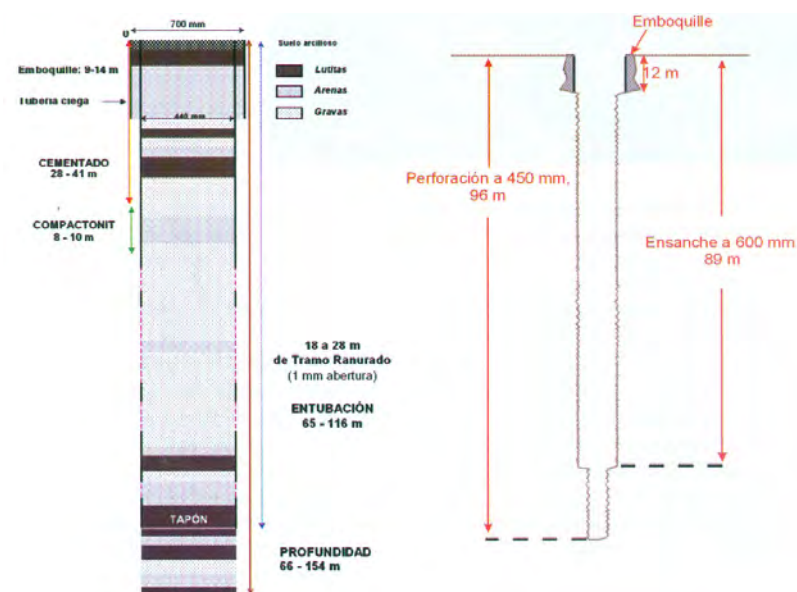


Figura 3.5.2.17 Esquema de las características de un sondeo–tipo de los perforados y equipados en el delta del río Andarax para la planta desalinizadora (Pulido–Bosch et al., 2007)



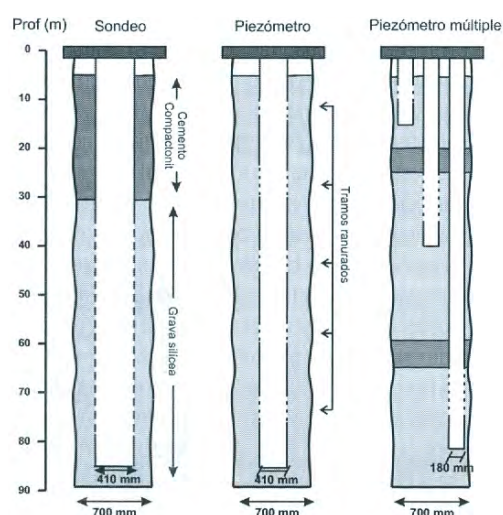


Figura 3.5.2.18 Esquema de los sondeos para la toma de agua salada para la planta desalinizadora de Almería en el delta del río Andarax y sistema de piezómetros de la red de control (Sola et al., 2007; Pulido–Bosch, 2007)

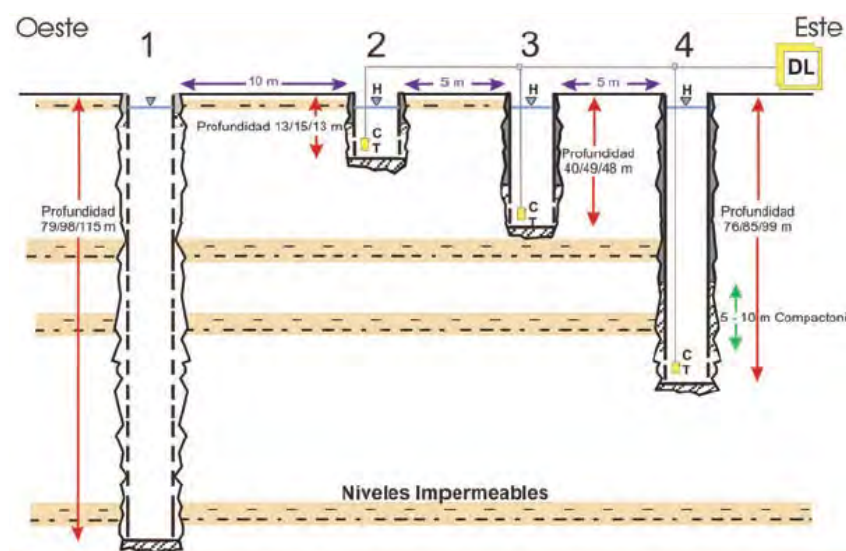


Figura 3.5.2.19 Separaciones entre sondeos de una instalación multipiezométrica en enjambre para la observación de niveles, salinidad y composición química y un sondeo adicional multi-rejilla para realizar registros (Gisbert et al., 2002a; 2002b; 2002c; Sánchez Martos et al., 2007)

En los registros (testificaciones) de conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T) en sondeos multi-ranurados se obtienen resultados como el que se muestra en la Figura 3.5.2.20, que indica la posición aproximada de la zona de mezcla agua dulce–agua salada, tanto por la CE como por la temperatura. El agua dulce es más fría que la salada en las condiciones locales. La forma y representatividad de estos registros depende de la litología y de la existencia de flujos verticales a lo largo del sondeo, si bien la estratificación de salinidad creciente en profundidad tiende a estabilizar la distribución vertical si las diferencias piezométricas entre los diferentes subniveles atravesados es pequeña. La Figura 3.5.2.21 permite comparar la forma de los registros de conductividad eléctrica en un sondeo multi-ranurado con el corte litológico. Las variaciones a lo largo del tiempo de los registros de conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T) en un sondeo multi-ranurado, como los que se muestran en las Figuras 3.5.2.22 y 3.5.23, pueden indicar tanto variaciones reales de la distribución vertical de la salinidad del agua intersticial del medio como más probablemente cambios en la distribución vertical del potencial hidráulico. Combinando registros de salinidad en una alineación de sondeos es posible mostrar por interpolación un perfil detallado de distribución de la zona de mezcla (Figura 3.5.2.24), tal como han hecho Jorreto et al. (2006; 2007a; 2007b; Sánchez–Martos et al., 2003), aunque no tiene por qué reflejar bien como es el agua intersticial.

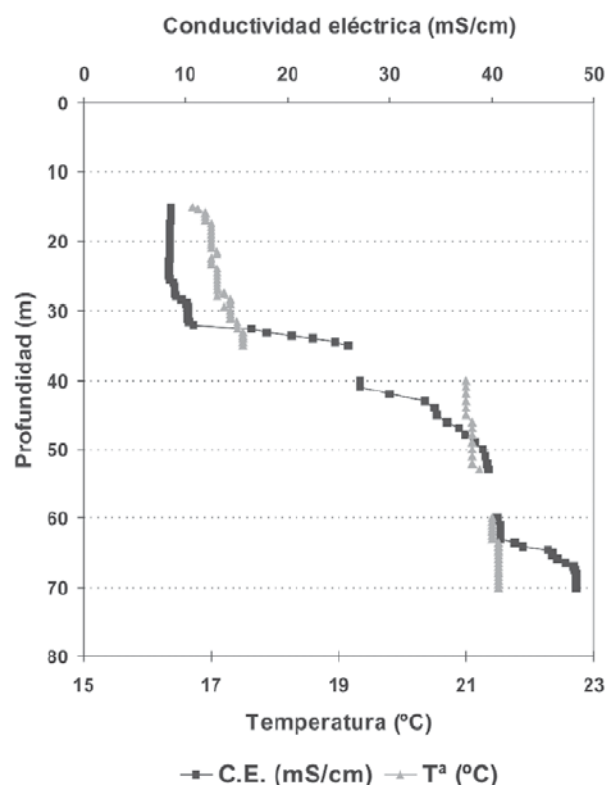


Figura 3.5.2.20 Posición aproximada de la zona de mezcla agua dulce–agua salada, según un registro de conductividad eléctrica (CE) y de temperatura (T) (Sola et al., 2007)

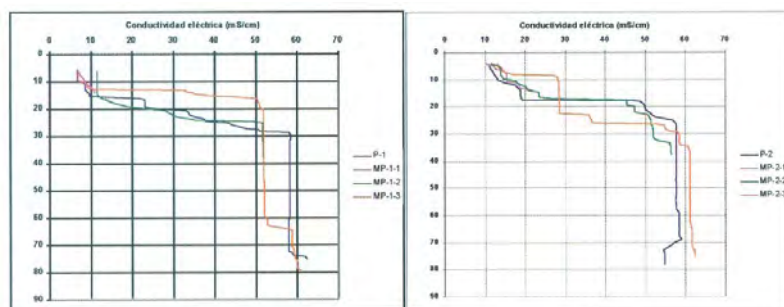


Figura 3.5.2.21 Registros de conductividad eléctrica en diversos sondeos piezométricos en el delta del río Andarax antes de la extracción de agua salada para alimentar la planta desalinizadora (Pulido-Bosch et al., 2011; Jorreto et al., 2005)

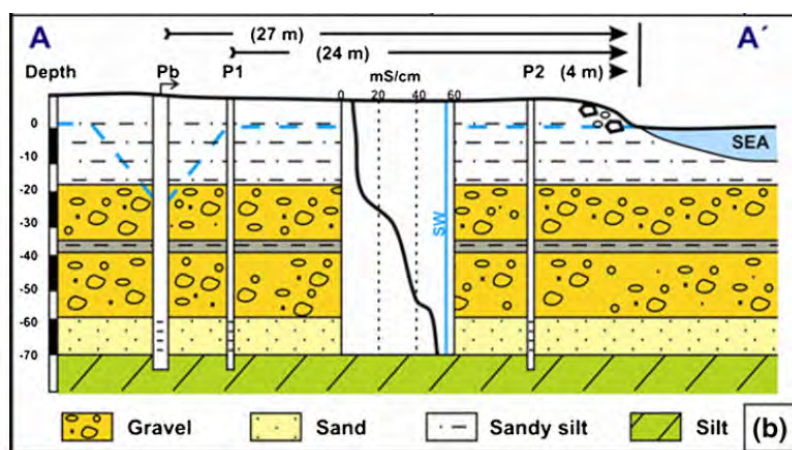


Figura 3.5.2.22 Comparación de la forma de los registros de conductividad eléctrica en un sondeo multi-ranurado, con el corte litológico (Sola et al., 2012)

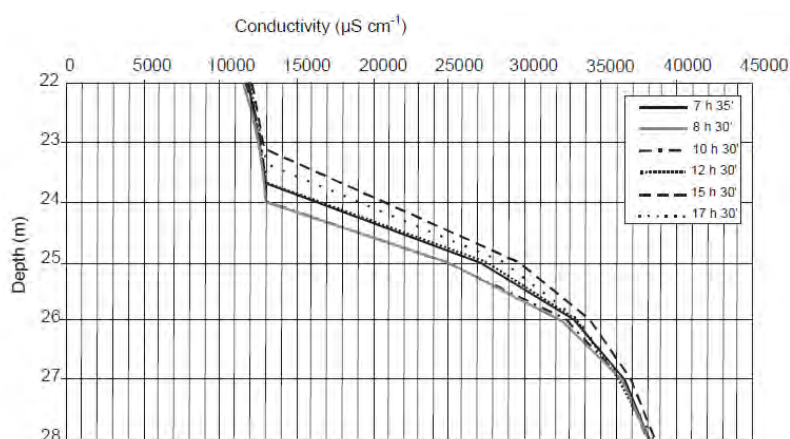


Figura 3.5.2.23 Fluctuaciones de los registros conductividad eléctrica a corto plazo en un sondeo de rejilla larga en el tramo registrado, a consecuencia de modificaciones en el acuífero por efecto de marea o del estado de funcionamiento (Gulh et al., 2003). No son oscilaciones de la salinidad del agua intersticial sino de la distribución vertical de potenciales hidráulicos

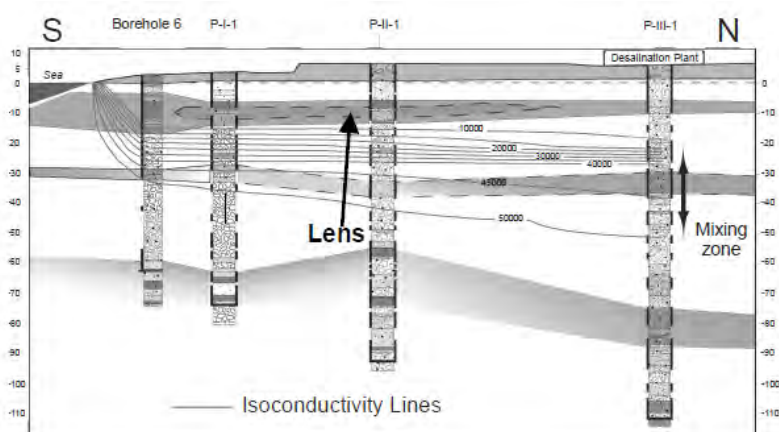


Figura 3.5.2.24 Interpolación de valores obtenidos por registros de salinidad en una alineación de sondeos de los realizados para el estudio de la salinidad del área próxima a la planta desalinizadora del Bajo Andarax (Gulh et al., 2003)

En el proceso de variación de la salinidad en el acuífero del delta del Andarax se producen los cambios iónicos esperables, a los que se suman otros procesos tales como los de disolución–precipitación de carbonatos alcalino–térreos y la disolución de yeso, que en parte se han producido aguas arriba (Sánchez–Martos y Pulido–Bosch, 1999). La Figura 3.5.25 muestra que la tendencia es claramente a una disminución de Na.

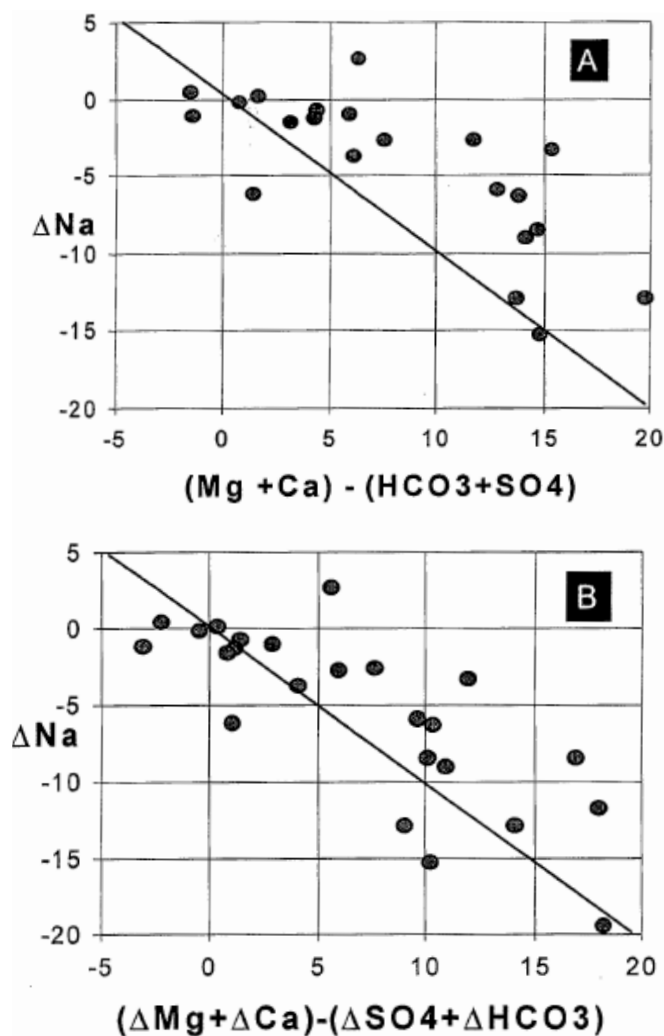


Figura 3.5.2.25 Gráficos de posibles efectos hidrogeoquímicos en la parte del acuífero del delta del Andarax afectada por intrusión marina (valores en meq/L). A– disminución (aumento si es negativo) de Na en función del incremento del exceso de iones alcalino–térreos sobre el contenido en sulfatos y bicarbonatos; hay notables desajustes respecto a la línea de intercambio teórico. B– disminución (aumento se es negativo) de Na en función del incremento de iones alcalino–térreos sobre el aumento en sulfatos y bicarbonatos (Sánchez–Martos et al., 1999)

Entre los estudios realizados por la Universidad de Almería han tenido especial desarrollo los relacionados con el efecto de la captación de agua salina de la parte inferior del acuífero para alimentar la planta desalinizadora del Bajo Andarax, para la que se construyeron los sondeos en enjambre. La Figura 3.5.2.26 muestra cómo se afectan los registros de conductividad eléc-

trica y temperatura. La planta desalinizadora inició su funcionamiento en 2009. Los pozos de alimentación son profundos, con la rejilla en la parte inferior, y tienen una capacidad de extracción de 1100 L/s (Guhl et al., 2006). Se construyeron 31 sondeos de reconocimiento y piezométricos.

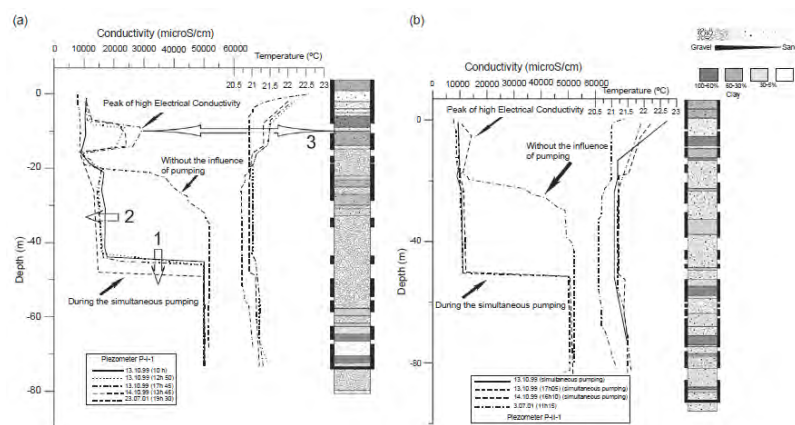


Figura 3.5.2.26 Cambios en los registros de temperatura (T) y conductividad eléctrica en dos de los sondeos de control multi–ranurados antes y durante el funcionamiento de las captaciones de agua salada que captan de la parte inferior del acuífero. La disminución del potencial en la parte inferior del acuífero hace que cambie la forma y se muestre una interfaz brusca aparente (Guhl et al. 2003)

Utilizando la información de los registros de salinidad de una alineación de sondeos es posible representar por interpolación el efecto de un bombeo profundo de

agua salada (Figura 3.5.2.27), aunque no representa necesariamente las variaciones de la salinidad del agua intersticial.

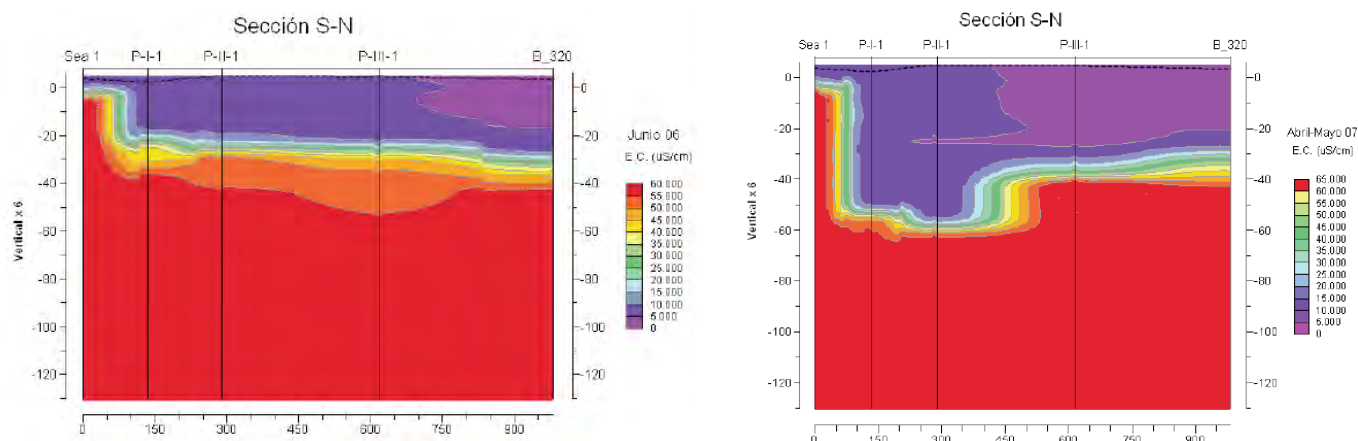


Figura 3.5.2.27 Representación por interpolación del efecto de un bombeo profundo de agua salada utilizando la información de los registros de salinidad (conductividad eléctrica, EC) de una alineación de sondeos de observación (Jorreto, 2009), aunque el valor no representa necesariamente las variaciones de la salinidad del agua intersticial

Los pozos de captación de agua salada tienen su rejilla (filtro) en la parte inferior del acuífero y se pretende que capten un agua similar al agua marina. No es así, como muestra la evolución de la conductividad eléctrica y la mayor temperatura media con respecto a una entrada rápida de agua marina (Figura 3.5.2.28), que isotópicamente responde a la mezcla esperable (Figura 3.5.2.29). Se extrae entre el 60% y el 80% de agua marina (Figura 3.5.2.30), siendo el resto agua dulce del acuífero, con lo que se aumenta el estrés sobre el mismo.

El agua captada tiene además modificaciones químicas (Sánchez-Martos et al., 2011; Sola et al., 2012; Vallejos et al., 2015) que se manifiestan principalmente en una mayor dureza, un déficit de K y una posible precipitación de yeso (Figuras 3.5.2.31 y 3.5.2.32). Esto indica que la moderada subsaturación en yeso del agua marina disminuye y se alcanza la saturación. Esto es un inconveniente para el funcionamiento de la planta desalinizadora.

El tiempo de tránsito del agua salada entre la infiltración en el fondo marino y el momento de la extracción, mezclada con una fracción de agua dulce, es relativamente elevado (Sola et al., 2011), de 23 días, lo que permite que progresen las reacciones químicas de intercambio iónico.

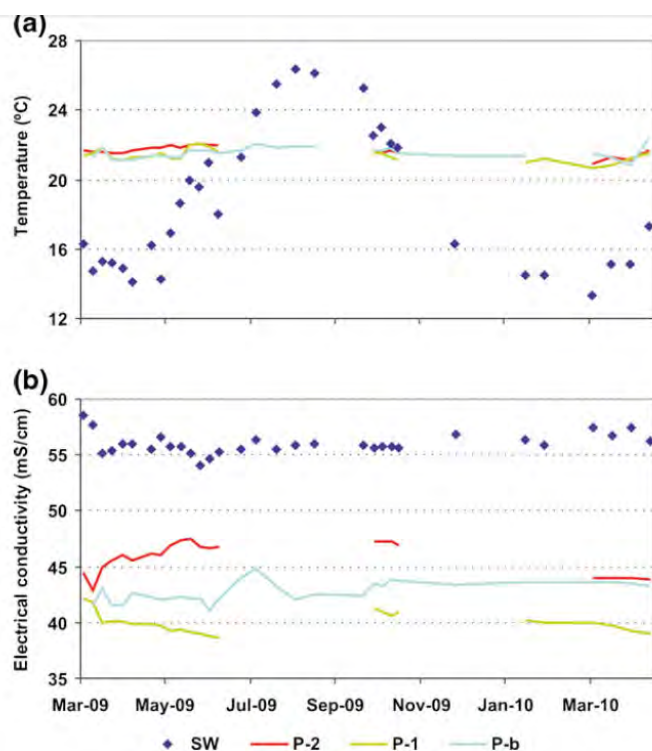


Figura 3.5.2.28 Evolución temporal de la temperatura y de la conductividad eléctrica en dos sondeos del Campus Universitario, lejos de la influencia de los bombeos, en el delta del Andarax y en la misma margen que la planta de desalinización del Bajo Andarax (Sola et al., 2011; 2013)

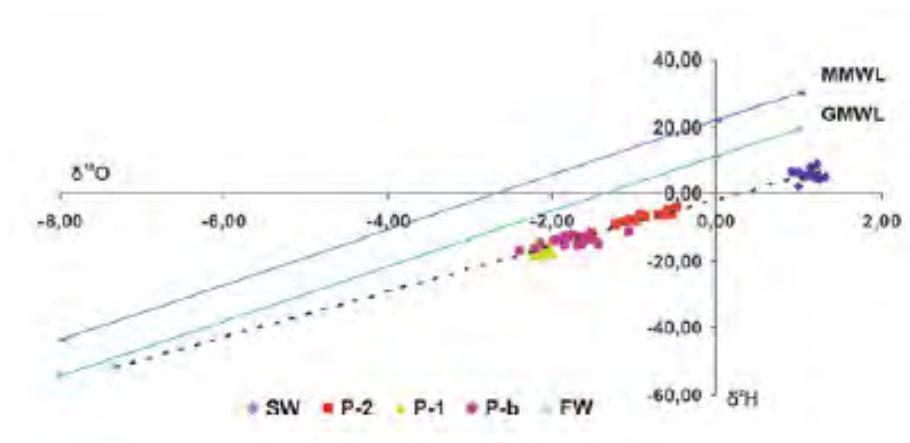


Figura 3.5.2.29 Composición isotópica de las aguas muestreadas a lo largo de un año en diferentes momentos en dos sondeos del Campus Universitario, lejos de la influencia de los bombeos, en el delta del Andarax y en la misma margen que la planta de desalinización. Se trata de una mezcla de agua dulce (FW) y agua marina (SW)

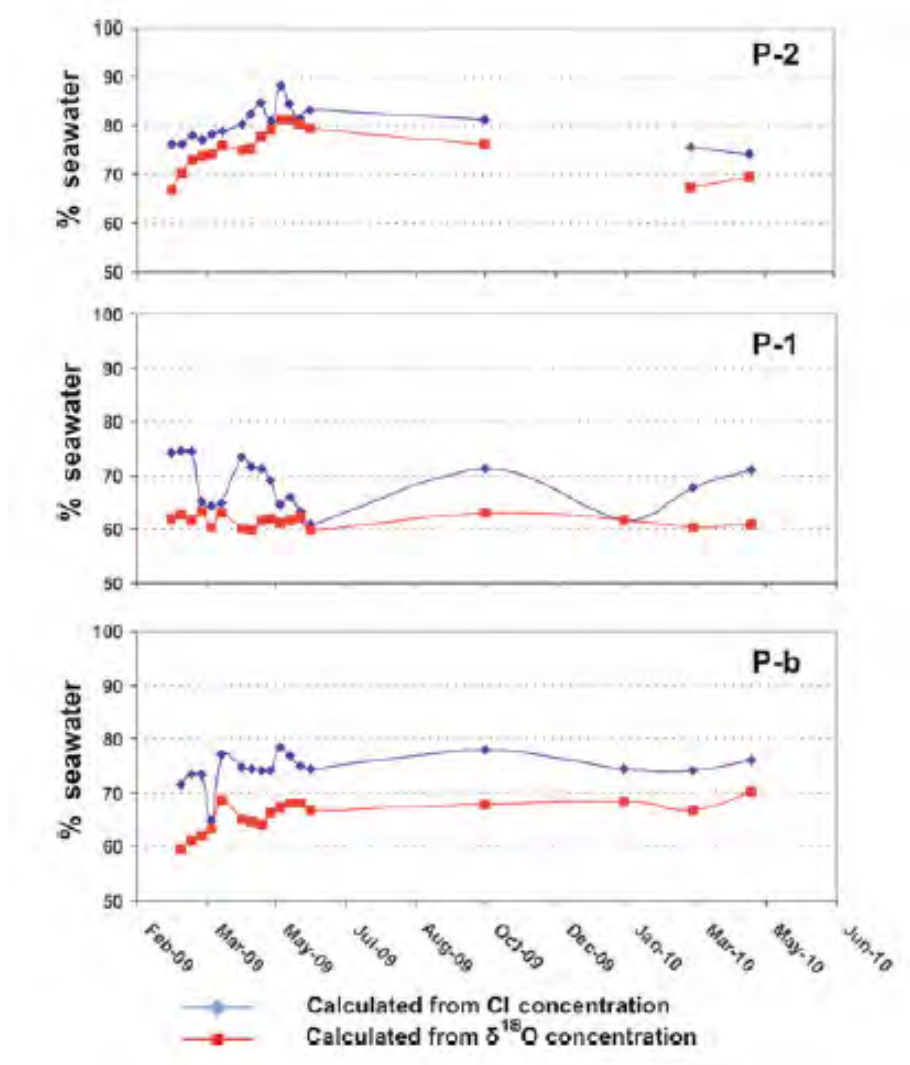


Figura 3.5.2.30 Evolución temporal de proporción de agua marina en las aguas muestreadas a lo largo de un año en dos sondeos del Campus Universitario, lejos de la influencia de los bombeos, en el delta del Andarax y en la misma margen que la planta de desalinización del Bajo Andarax (Sola et al., 2011; 2013). En azul: cálculo realizado a partir del contenido en ion cloruro; en rojo: a partir del $\delta^{18}\text{O}$

Figura 3.5.2.31 Evolución temporal de la composición iónica en pozos de bombeo con rejilla profunda a lo largo de un año en el delta del Andarax, en dos sondeos del Campus Universitario, lejos de la influencia de los bombeos, en el delta del Andarax y en la misma margen que la planta de desalinización del Bajo Andarax (Sola et al., 2011; 2013). Los valores se dan como desviación porcentual de lo esperable de una mezcla teórica (en sistema cerrado) de agua dulce y agua marina

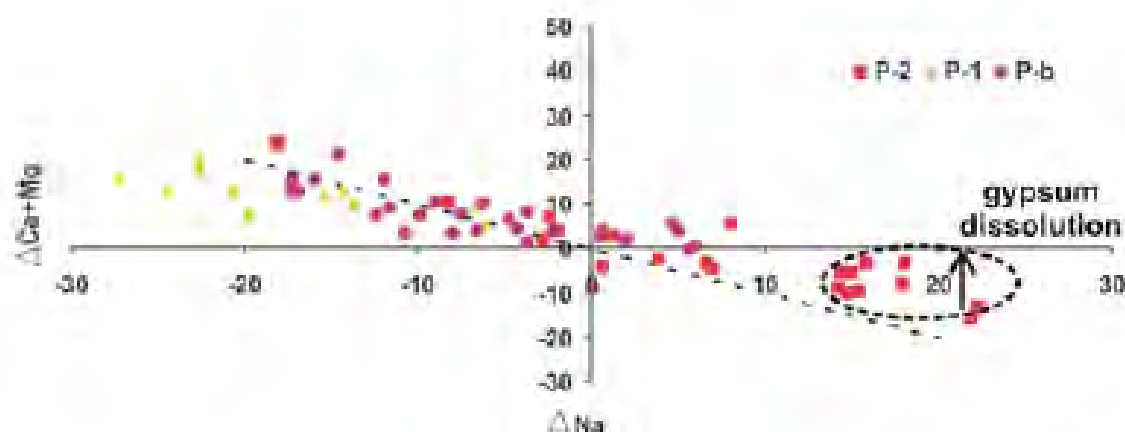
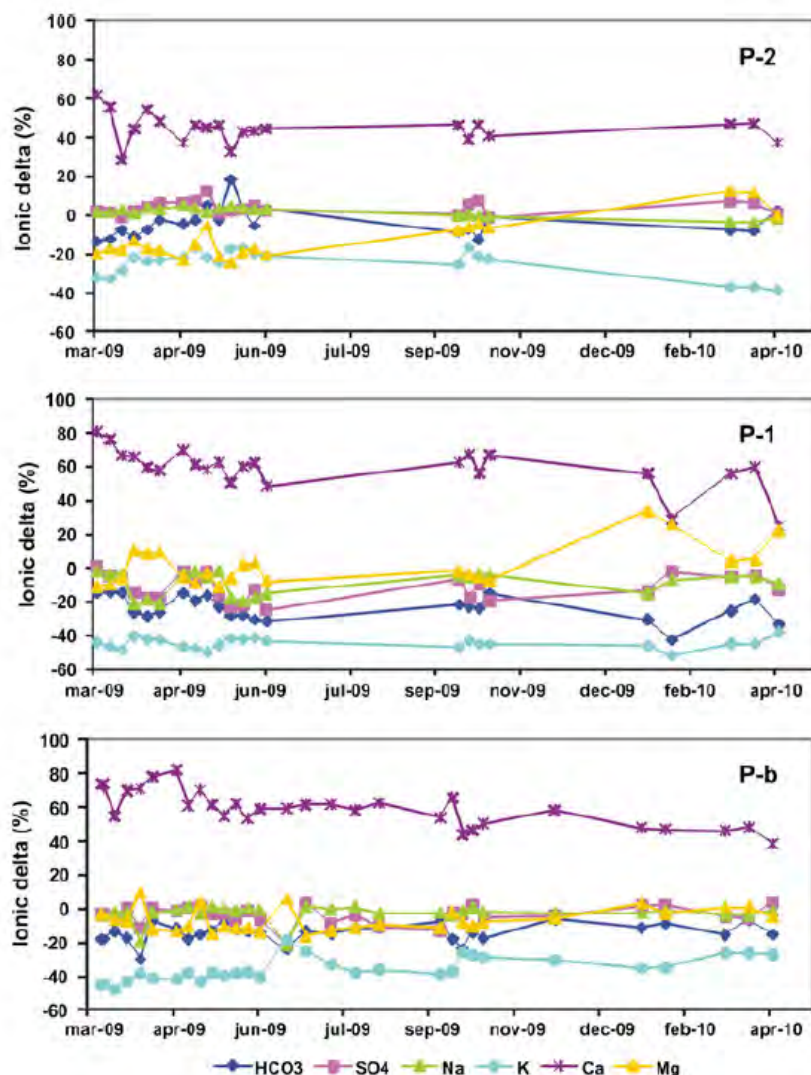


Figura 3.5.2.32 Análisis de los cambios químicos entre agua dulce y agua marina en las aguas muestreadas en pozos de bombeo de rejilla profunda a lo largo de un año en el delta del Andarax en el entorno del emplazamiento de la planta de desalinización del Bajo Andarax (Sola et al., 2013). Se compara el aumento del contenido en iones alcalinotérreos respecto a la mezcla teórica con el incremento de Na. Valores en meq/L. Los valores negativos son decrementos. Para los valores más negativos cabe esperar que se haya llegado a producir una precipitación de yeso

La vigilancia de la salinidad mediante electrodos permanentes, en una línea en superficie y en la vertical de sondeos, para medir sistemáticamente la resistividad del terreno, permite observar cambios en el terreno y

también ver el efecto de acciones sobre el sistema, como una riada (avenida) de tormenta (Figura 3.5.2.33), aunque en este caso apenas modifica la distribución de la salinidad salvo muy cerca de la superficie.

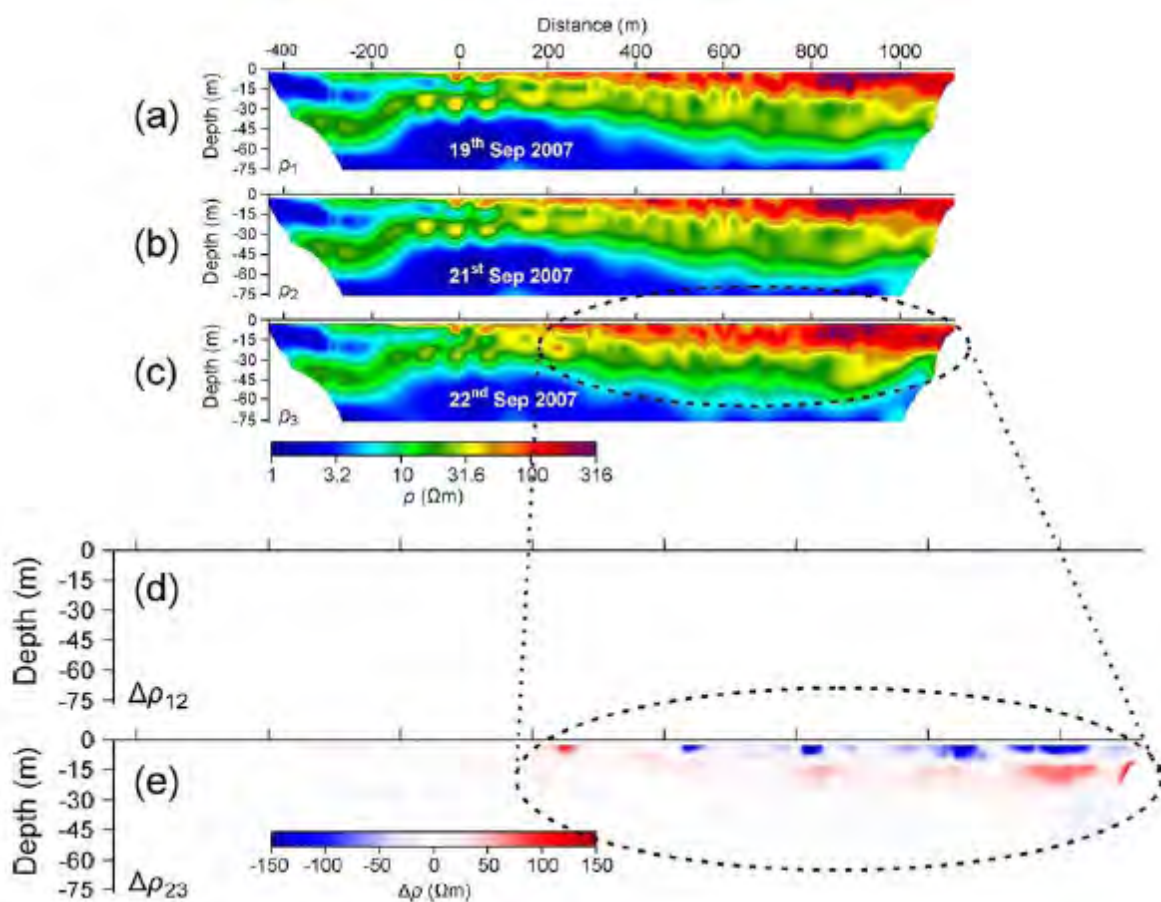


Figura 3.5.2.33 Efecto de una crecida torrencial del río Andarax, tal como se refleja en el sistema geoelectrico de vigilancia permanente a lo largo de su cauce (ALERT), que permite imágenes en sección vertical de la conductividad eléctrica del terreno (Ogilvy et al., 2009): a) y b) antes de la crecida y c) el día de la crecida; d) es la imagen diferencial entre a) y b), que muestra que no hay cambio y e) es la imagen diferencial con el día de la crecida y que muestra el efecto de la infiltración de agua dulce próxima a la superficie. El gráfico inferior muestra la disminución superficial de resistividad eléctrica ρ en superficie y un aumento en profundidad por desplazamiento vertical de lo que existía cerca de la superficie

3.5.3 Poniente Almeriense: Campo de Dalías–Sierra de Gádor y Delta del Adra

El **Campo de Dalías** (en sentido hidrogeológico) es una muy importante y productiva área agrícola de cultivos forzados bajo plástico, para el mercado nacional y para la exportación. Tiene una superficie de 650 km², de los que 330 km² están en el Campo de Dalías propiamente dicho. El valor de la producción agrícola supera 2000 M€/año (Pérez–Parra, 2007). La población local ha pasado de 8000 habitantes en 1950 a más de 250.000

actualmente. Es un área muy densamente ocupada por cultivos (Figuras 3.5.3.1 y 3.5.3.2), una de las más intensivas a nivel mundial sino no es la más densa. La superficie de invernaderos es de 20.000 ha. El clima es idóneo para las producciones hortícolas y de flores ya que se produce una circulación atmosférica que facilita la ventilación y el control de la humedad de los recintos de cultivo.



Figura 3.5.3.1 Imagen del Campo de Dalías y su entorno, desde Almería a Adra, y su extensión por la Sierra de Gádor. La parte blanca son los cultivos forzados bajo plástico. Se muestra la ubicación de la planta desalinizadora de agua de mar cerca de Balerma



Figura 3.5.3.2 Vista de una parte del Campo de Dalías desde las estribaciones de la Sierra de Gádor

Los agricultores tienen actualmente un buen nivel técnico y alta capacidad de asociación para la adquisición de insumos y para la venta de sus productos, pero hasta hace dos décadas no han iniciado asociaciones que vayan más allá de las clásicas Comunidades de Regantes para la gestión, conservación y defensa conjunta de sus derechos de agua. Se han formado algunas importantes, como la Junta Centrales de Usuarios de Agua del Poniente Almeriense (JCUAPA).

Las aguas subterráneas están sometidas a explotación muy intensiva. En el periodo 2008-2009 se utilizaron unos 140 hm³/año de agua de los acuíferos locales, de los que 125 hm³/año son de los acuíferos profundos (Domínguez et al., 2015a) [PDP]. De ese total, 40 hm³/año, tomados del Acuífero Inferior en el área de El Águila, se destinan al abastecimiento de unos 400.000 habitantes de las poblaciones del Campo de Dalías y de Almería (unos 10 hm³/a). La eficiencia de riego es grande, pero no evita que hayan fugas y además se producen excedentes de riego, que son necesarios para mantener la salinidad de los suelos. Así se produce una recarga al acuífero superior con agua salobre y con un elevado contenido en nitratos. Esto origina

problemas, tanto de calidad como de cantidad (ITGE, 1989; Pulido-Bosch et al., 1991).

La Sierra de Gádor, que asciende a más de 2000 m snm, es el principal sistema de acuíferos fisurados almerienses. Se asemeja a una potente bóveda aflorante de carbonatos triásicos sobre una base impermeable regional. Esta bóveda drena superficial y subterráneamente hacia el interior al Medio Adra y Alto-Medio Andarax y mayormente descarga hacia el lado costero por su flanco meridional. Este flanco meridional es más extenso y se hunde bajo cientos de metros de formaciones impermeables neógenas, permotriásicas o anteriores. Toma contacto directo con el mar por Aguadulce y a través de los acuíferos superpuestos, en general porosos, de la cobertura neógeno-cuaternaria del Campo de Dalías. En régimen natural la descarga final era al mar. En la actualidad sólo lo hacen cuando sus niveles piezométricos lo permiten. Todo esto ha sido objeto de detallados y continuados estudios por la Unidad Territorial del Instituto Geológico y Minero de España en Almería desde hace cuatro décadas. Estos esfuerzos y sus resultados se exponen en la Aportación Específica 2 del Capítulo 10

{PDP}. Aquí se extrae una síntesis que se complementa con las aportaciones de otros grupos y personas, que se mencionan en las referencias. En estas referencias sólo se incluyen parte de las del IGME y entre ellas las publicadas. Las otras están en las referencias de la mencionada Aportación Específica 2 {PDP}.

A grandes rasgos, el Campo de Dalías es una depresión rellena de materiales detríticos de hasta más de 1000 m de espesor, en su conjunto impermeables, que incluyen calcarenitas permeables de cobertera. Este relleno recubre formaciones que contienen importantes acuíferos en dolomías fracturadas del llamado Manto de Gádor, que son la prolongación del flanco meridional de la Sierra de Gádor, su principal zona de recarga. La base del relleno cenozoico del Campo de Dalías tiene

una compleja paleo-topografía, cuyos altos quedan a 100 m bajo el terreno y que separan una fosa interior de la depresión costera (Figura 3.5.3.3).

Actualmente se explotan preferentemente las formaciones profundas de dolomías, que se recargan predominantemente en la **Sierra de Gádor**. Su base impermeable son metapelitas. La estructura geológica es muy compleja. Se tiene una compartimentación en bloques separados por fracturas, algunas asociadas a diques volcánicos (ITGE, 1989; 1995; González Asensio et al., 2003a; 2003b; Domínguez y Franqueza, 1988; Domínguez y González-Asensio, 1995; Domínguez et al., 2001a; 2001b; 2005; 2007; 2013; 2014; 2015a). Las relaciones entre los bloques son complicadas.

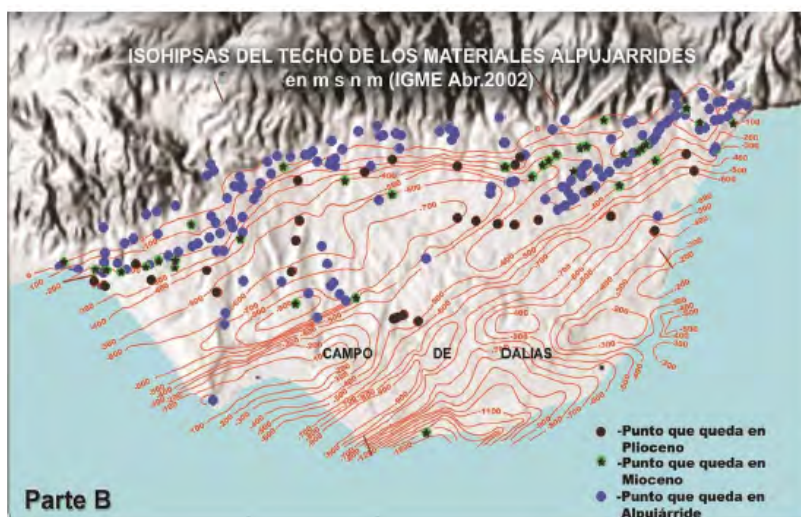


Figura 3.5.3.3 Topografía (isohipsas) de la base del relleno cenozoico del Campo de Dalías, en m relativos al nivel del mar (IGME, 1989; {PDP})

La Figura 3.5.3.4 muestra la ubicación de los pozos de la cobertera terciaria y los profundos. Se sitúan en la parte interior. En la mitad costera no hay acuíferos profundos y los superiores son de malas características por su baja

productividad y su relativamente alta salinidad, inicialmente de origen climático y actualmente acrecentada por recarga con retornos de riego.

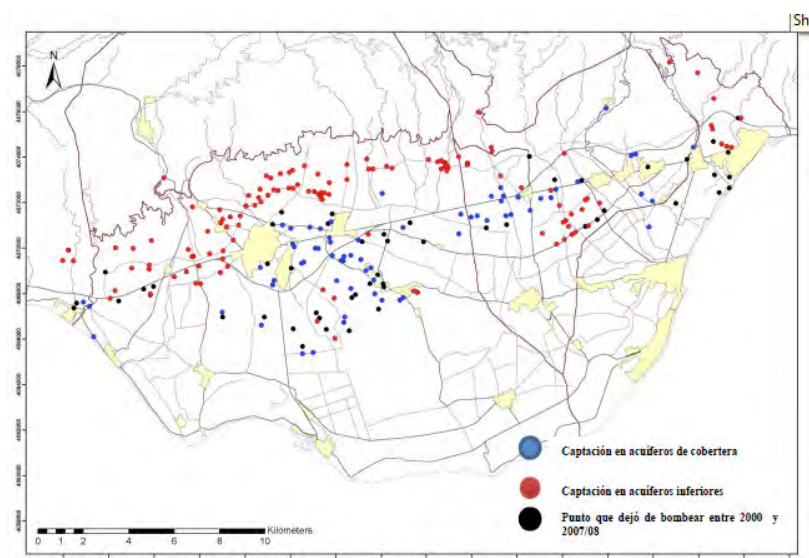


Figura 3.5.3.4 Localización de los puntos de extracción de agua subterránea en 2008, según a) capten de los acuíferos profundos (inferiores), en rojo, b) capten de los acuíferos superiores (de cobertera), en azul, y c) fuera de servicio entre 2000 y 2008, en negro (IGME, 2013; {PDP})

El estudio y observación hidrogeológicos regulares los ha realizado la Unidad Territorial del IGME en Almería desde la década de 1980 hasta el inicio de la década del 2000 en que responsabilidad pasó a la Demarcación de las Cuencas Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas. Desde entonces se ha reducido mucho el nivel de observación, aunque el IGME ha seguido realizando algunas campañas de mediciones, la última en 2008–2011. La complejidad de los resultados hace que estos sean de difícil entendimiento por los no especialistas y por los que toman decisiones, a pasar del esfuerzo de presentación realizado. No se conoce ningún intento de modelación numérica, salvo el realizado por Pinilla y Sahuquillo (2001). La Universidad de Almería también ha realizado estudios, en parte sustentados en los del

IGME, pero con aportaciones propias, especialmente en cuanto a estudios hidrogeoquímicos.

El Campo de Dalías puede simplificarse, a grandes rasgos, como indica la Figura 3.5.3.5, en tres grandes unidades, cada una con acuíferos superiores e inferiores. El IGME ha trabajado desde el principio con unas agrupaciones más complejas, que describen mejor hidrogeológicamente el conjunto y las relaciones entre las partes, pero son más difíciles de entender por los no especialistas. En la Aportación Específica 2 {PDP} se desarrollan con cierto detalle. Estas agrupaciones, en forma de bloques (columnas), y las relaciones entre ellas en el estado actual de explotación se muestran en la Figura 3.5.3.6.

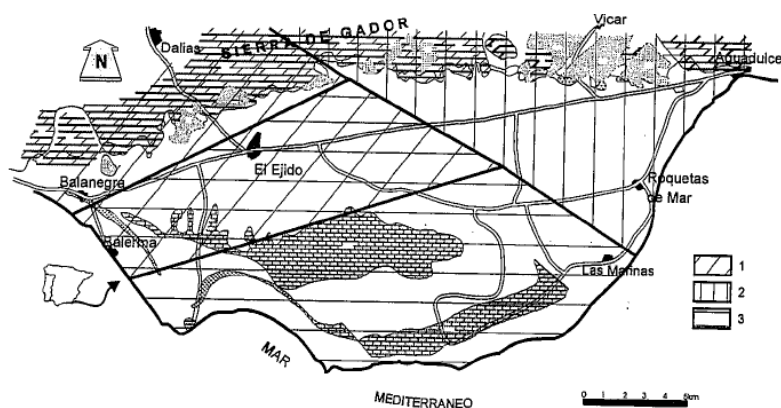


Figura 3.5.3.5 Mapa simplificado del Campo de Dalías con el borde de la Sierra de Gádor (dolomías y metapelitas) y afloramientos de calcarenitas cenozoicas en el centro. El área de El Ejido es una depresión tectónica más profunda, enmarcada por fallas generales marcadas como líneas rectas. Se diferencian las unidades 1) Balanegra, 2) Aguadulce y 3) Balerna–Las Marinas (Pulido–Bosch et al., 2000; Molina et al., 2003)

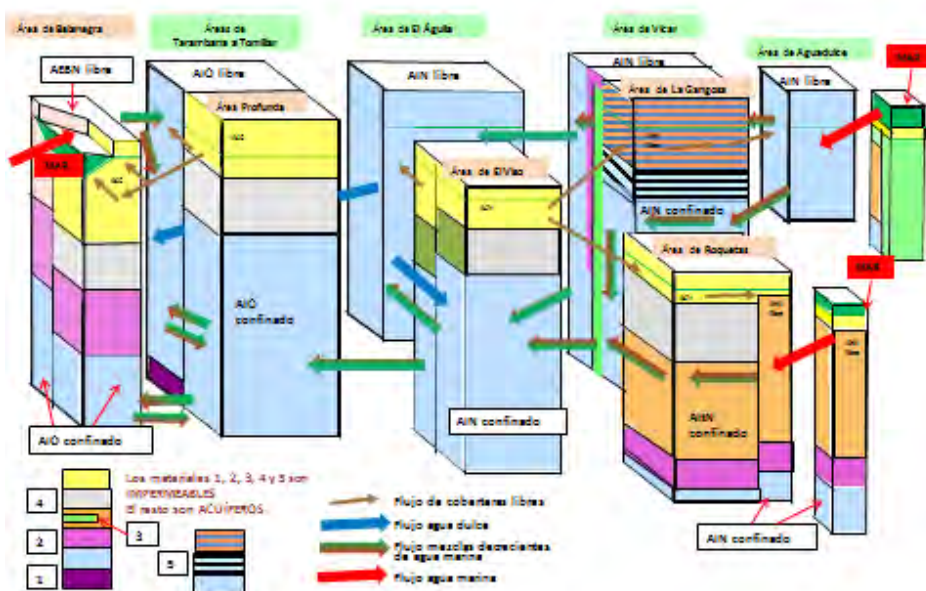


Figura 3.5.3.6 Esquemización en bloques–columna de los diferentes componentes identificados por el IGME en el Campo de Dalías y las relaciones entre ellos, por niveles, en el estado actual de explotación (Domínguez et al., 2013; 2014; 2015ª; {PDP})

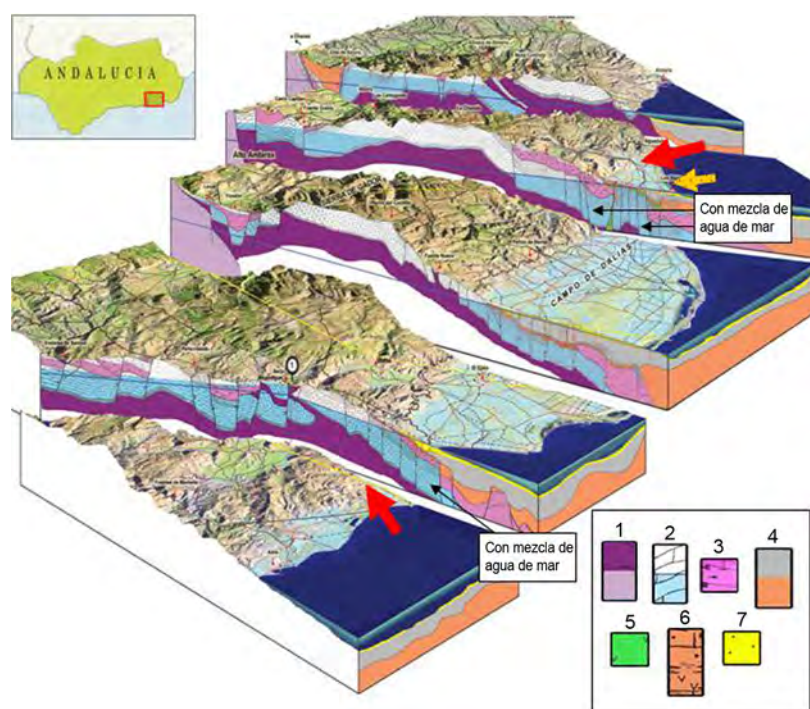


Figura 3.5.3.7 Partición del Campo de Dalías–Sierra de Gádor en bloques que muestran la estructura (Domínguez et al., 2013; 2015^a; {PDP}). 1, 3, 4 y 5: formaciones impermeables; 6, 7: acuíferos neógenos de cobertera; 2: acuíferos inferiores en carbonatos triásicos, con la zona de recarga en blanco y la de acumulación de reservas en azul

La Figura 3.5.3.8 muestra el esquema de distribución espacial de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías según los trabajos de detalle del IGME.

Véase la descripción en la Tabla 3.5.3.1. Tomado de {PDP}

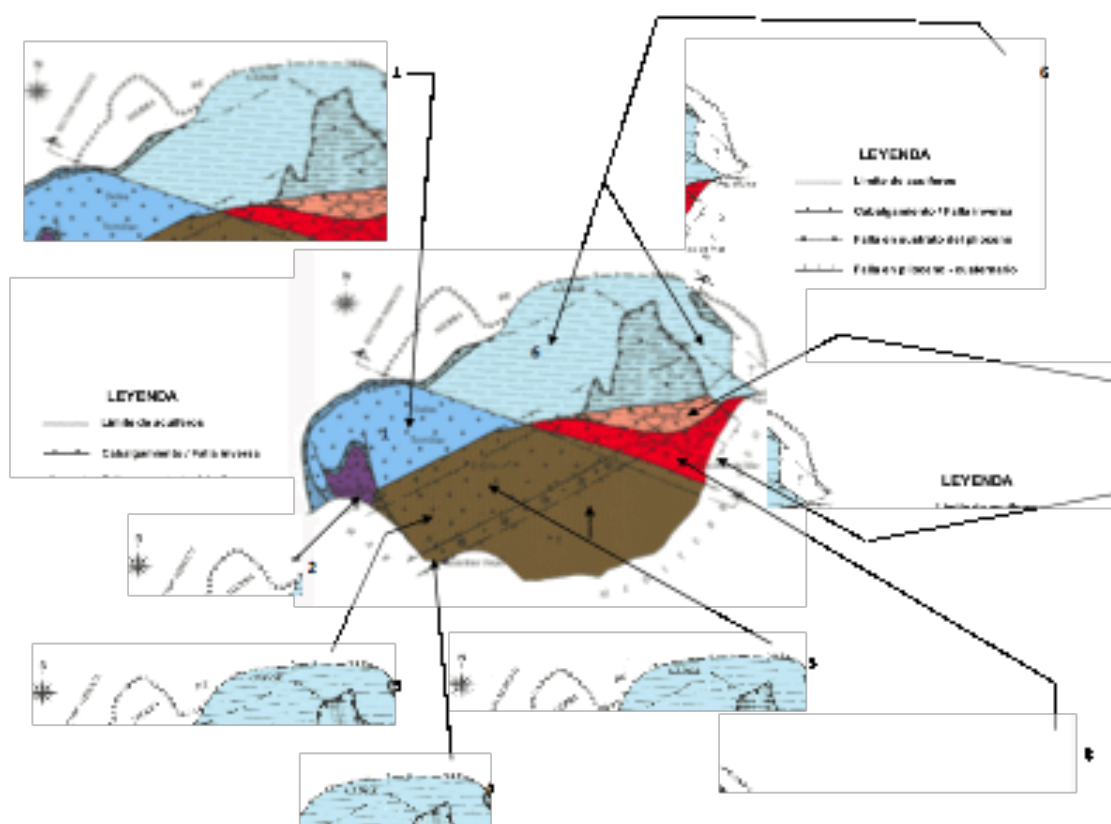


Figura 3.5.3.8 Esquema de distribución espacial de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Véase la Tabla 3.5.3.1. Tomado de {PDP}

Tabla 3.5.3.1 Características más destacables de los acuíferos del Sur de S^a de Gádor-Campo de Dalías. Simplificado de {PDP}. Véase la distribución espacial en la Figura 3.5.3.8

Acuífero		Litologías principales	Base	Com.	Al mar hm³/a	Intrusión marina y TDS
1 AIO	Inferior Occidental	Dolomías, calizas, calcoesquistos	permotrías	L	-	Muy permeable en conjunto, gran espesor, importantes reservas y recursos. Ya con intrusión avanzada
				C	filitas, margas pliocenas, margas y yesos miocenos	
2 AEBN	de Escama de Balsa Nueva	Calcarenitas y arenas Plioceno. Calizas Mioceno, etc. (en C sólo mioceno)	filitas	L	-	Minúscula extensión, totalmente intruido de agua de mar, que trasfiere al AIO lateralmente
				C	margas pliocenas	
3 AltC	Intermedio Central	Calizas, conglomerados, areniscas, yesos y sales Mioceno. Posibles salmueras	margas miocenas	C	margas pliocenas	Escasa entidad y continuidad. Se destaca por su carácter contaminante
4 AHGV	del Horst Guardias Viejas	Calizas, conglomerados, areniscas, etc. del Mioceno.	Permotrías y anterior	C (1)	margas pliocenas	Muy poco interés. Se utilizó en los Baños de Guardias Viejas
5 ASC	Superior Central	Calcarenitas, areniscas, arenas y limos del Plioceno. Notable extensión	margas pliocenas	L	-	Recarga natural y de retornos riego. Calidad muy variable.
6 AIN	Inferior Noreste	Dolomías, calizas, calcoesquistos, intercalaciones margosas, etc. triásicas, y coberteras neógenas	permotrías	L	-	El más importante por su gran extensión, espesor, recursos y reservas, aunque en estado de salinización avanzada
				L	Filitas de Felix y/o volcanitas miocenas; margas	
7 AltN	Intermedio Noreste	Calizas, conglomerados, areniscas, gravas, etc. con aparatos volcánicos del Mioceno. Compartimentado.	Filitas de Felix y volcánico	L	-	Reducida entidad. Gran complejidad y fragmentación. Conexiones múltiples. Muy salinizado, trasmite contaminación
				C	Esencialmente, margas pliocenas	
8 ASN	Superior Noreste	Calcarenitas, conglomerados, areniscas, arenas, intercalaciones margosas. Plioceno.	margas pliocenas	L	-	Permeabilidad e interés variable; agua de mar

La evolución de los niveles piezométricos desde la década de 1960 se muestra en la Figura 3.5.3.9. Para su interpretación hay que tener en cuenta que las extracciones iniciales de los acuíferos superiores han ido decreciendo notablemente, siendo substituidas e incrementadas por la explotación de los acuíferos profundos y la circunstancia de que el periodo 2008–2010 ha sido extraordinariamente húmedo, dando lugar a un notable incremento general de la recarga (Domínguez, 2015; Domínguez et al., 2015a; 2015b).

Los descensos de nivel en los acuíferos superiores se han transformado en ascensos (Figura 3.5.3.10) al haberse abandonado la mayoría de explotaciones y a causa del aumento de recarga al recibir las fugas de las redes de distribución y sobre todo los inevitables y necesarios retornos de riego, ya que no hay sistemas de drenaje que evacuen el agua excedente fuera del área. Esos retornos de riego son salinos. La creciente salinización del agua ha contribuido al abandono, además del alto contenido en nitratos en el caso de los pozos para el abastecimiento a Almería. El ascenso de niveles

freáticos ha causado que los antiguos pequeños y ocasionales humedales endorreicos del área de Las Norias se hayan convertido en una gran laguna en expansión, la Balsa del Sapo, entre El Ejido y La Mojonera, en el término municipal de El Ejido, cerca de la población (al W) de Norias de Daza (Ortega Carreras y Ribas Martínez, 2012; Pulido–Bosch et al., 2013; IGME, 2011). Inunda zonas de cultivo en su periferia y tiene agua salobre que no es directamente utilizable para regar por su salinidad, además de sus altos contenidos en nitratos. La laguna tiene porciones con hasta más de 10 m de lámina de agua ya que anteriormente se había utilizado como cantera para obtener material arcilloso para la construcción de invernaderos. Así, su valor eco-

lógico es moderado al no poder albergar avifauna que requiere apoyarse sobre el fondo, aunque actualmente se han catalogado más de 60 especies que nidifican allí. Por esta razón está parcialmente protegida.

La intensa y creciente explotación de los acuíferos profundos del Campo de Dalías desde 1980 ha mantenido en la mayoría de unidades niveles piezométricos permanentemente por debajo del nivel del mar, con un descenso continuado, en especial en la unidad AIO (acuífero inferior oeste). La excepción son los acuíferos de El Águila y El Viso, en el área E, en los que se ha producido una notable recuperación temporal de niveles en el periodo húmedo de 2008 a 2010.

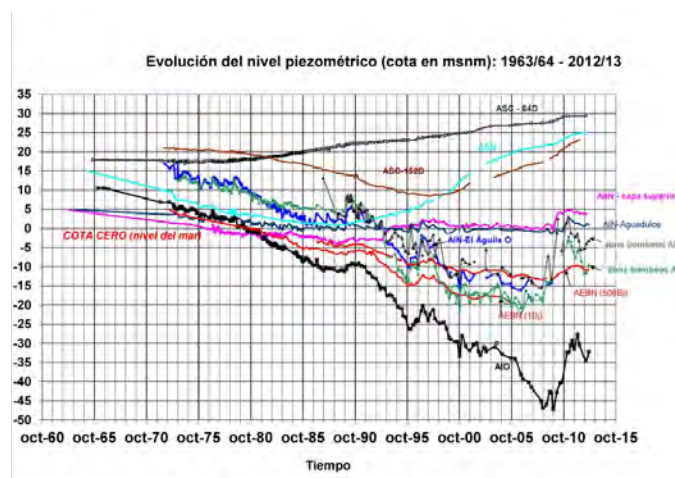


Figura 3.5.3.9 Evolución de los niveles piezométricos en sondeos de observación de los acuíferos superiores y profundos de las distintas unidades del Campo de Dalías (Domínguez, 2013; Domínguez et al., 2013), en m snm en el periodo 1963–2013

En el Campo de Dalías, la salinización de los acuíferos inferiores por mezcla con agua de mar es progresiva, por lo que, cada vez se dispone de menos recursos de agua subterránea dulce con los que abastecer las demandas creadas. Desde el comienzo de su explotación intensiva, a inicios de la década de 1980, la salinización se ha extendido, afectando a captaciones en la mayor parte de los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores. El uso del agua salobre requiere su mezcla con otras que estén disponibles de mucha menor salinidad (desalinizadas, desalobradas, las aún dulces subterráneas, etc.). Desde 2015 se cuenta con una pequeña parte del agua procedente de la Desalinizadora de Balerna (en 2016 aún en fase de limitada producción), por lo que estas mezclas se están iniciando para algunas Comunidades de Regantes y algunos abastecimientos urbanos, como la Comunidad de

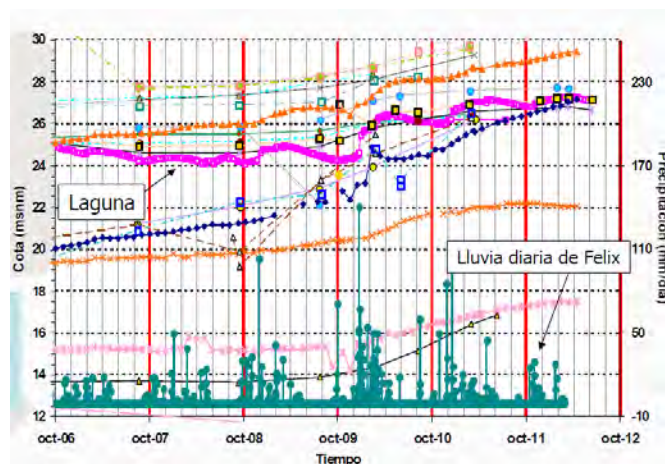


Figura 3.5.3.10 Evolución de los niveles piezométricos en sondeos de observación de los acuíferos superiores del Campo de Dalías (Domínguez, 2013), en m snm en el periodo 2006–2011, que comprende el periodo extraordinariamente húmedo de 2008 a 2010

Regantes Sol y Arena y el abastecimiento al municipio de Roquetas de Mar.

Los acuíferos profundos están separados del mar a lo largo de la costa por el recubrimiento terciario. Así tienen protección temporal contra la intrusión marina salvo por las fracturas y fallas. No es así lateralmente, ya que toman contacto con la costa en Aguadulce en el lado oriental y en Balanegra en el occidental (Figura 3.5.3.11). En ambos lugares habían existido descargas de agua dulce al mar en estado natural, en especial en Aguadulce (Pulido–Bosch et al., 1994), de donde le viene el nombre. Con el descenso de niveles piezométricos por las extracciones de agua subterránea, estos son puntos de fácil penetración marina al invertirse los gradientes. El área entorno de Aguadulce está salinizada y tiene modificaciones hidroquímicas (Daniele et

no. El estudio es complicado ya que se trata de unidades de grandes espesores que los pozos, a pesar de su a veces gran profundidad, no penetran y por lo tanto no se han podido reconocer. Los proyectos del IGME para realizar uno o varios sondeos profundos reconocimiento, más penetrantes que los pozos, no han obtenido financiación, aunque se pudo seguir con detalle la perforación del sondeo profundo El Cañuelo, en el área de El Viso (Marín Marín et al., 2003).

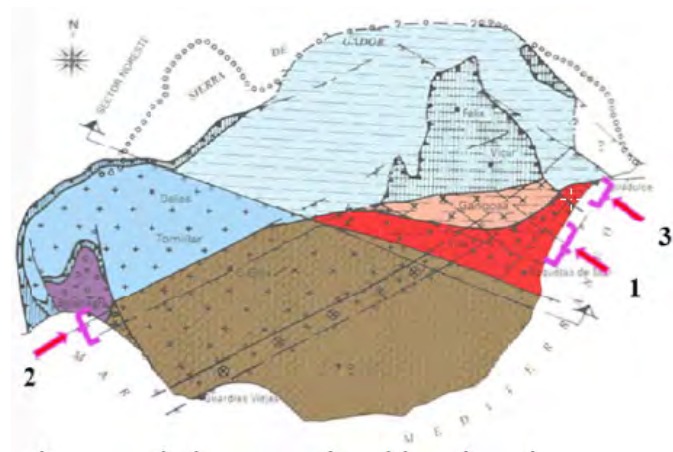


Figura 3.5.3.11 Porciones de costa por las que únicamente cabe esperar que se haya producido intrusión marina en los acuíferos del Campo de Dalías, según Domínguez y Franqueza, 2012: 1) sector costero de Roquetas por el acuífero confinado AltN (acuífero intermedio norte) hacia las áreas de La Gangosa y El Viso, 2) parte costera freática del acuífero AEBN (acuífero de Balanegra) hacia el acuífero AIO (acuífero inferior oeste) y 3) transferencia por el tramo costero de Aguadulce al acuífero AIN (acuífero inferior norte) y por medio del mismo a los acuíferos de La Gangosa y El Viso

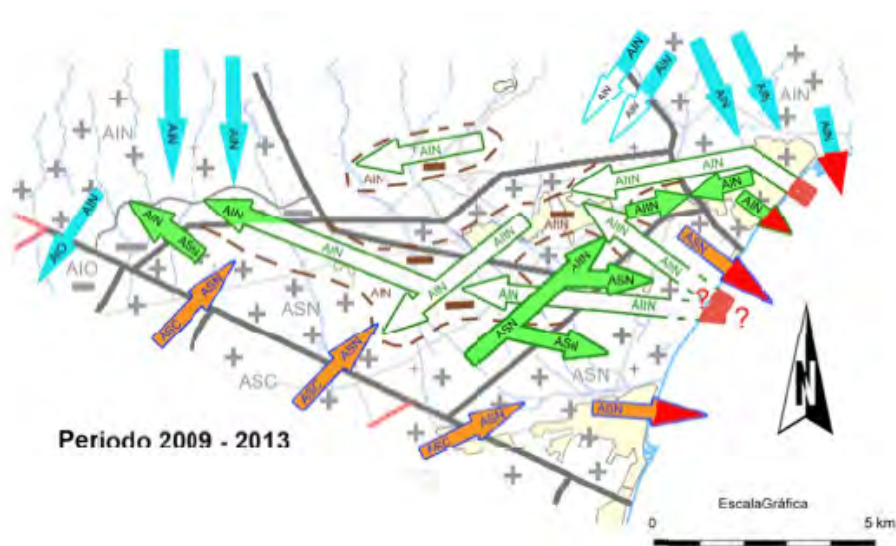
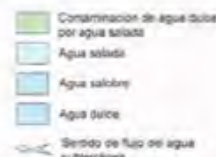
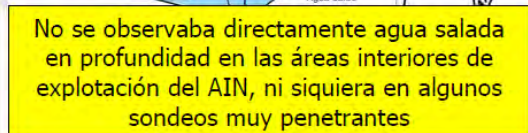


Figura 3.5.3.12 Funcionamiento de los acuíferos del área de Roquetas y Aguadulce. Las flechas indican transferencias de agua, en verde si es dulce y en rojo si es salada, con relleno coloreado si se trata de acuíferos libres y sin color de relleno si son confinados (IGME, 2013). En la simbología: A = acuífero; S = superior y I = inferior; N = norte y C = centro

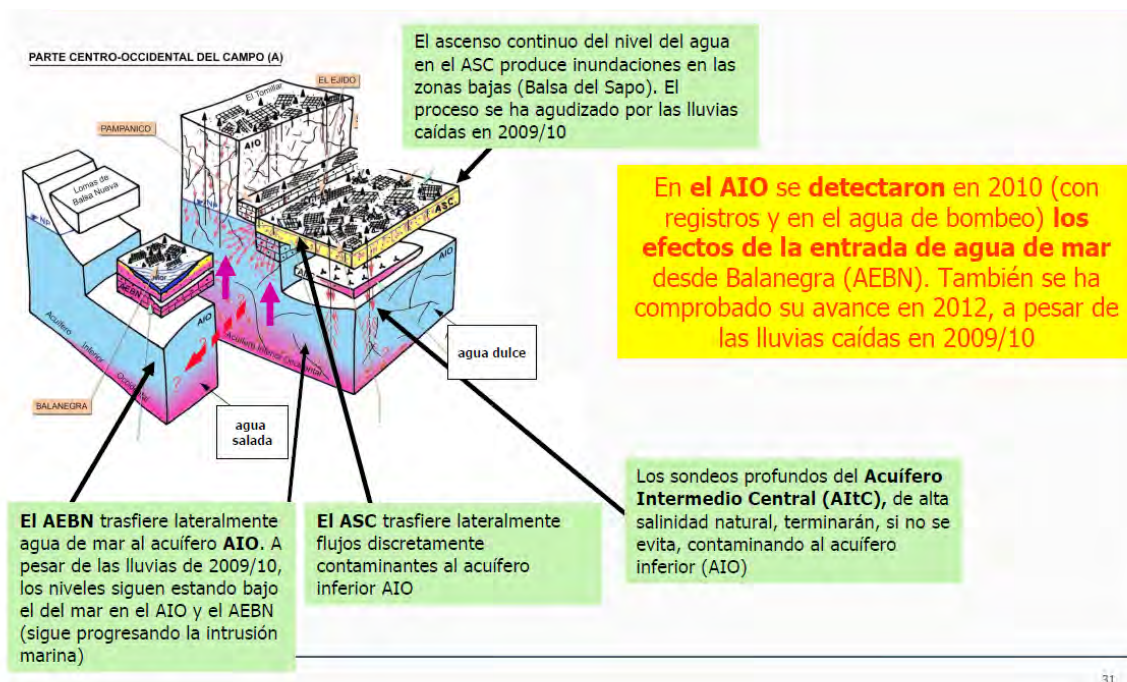
En las Figuras 3.5.3.13, 3.5.3.14 y 3.5.3.15 se muestran intentos de explicación de los procesos de salinización por transferencia de agua salina de unas unidades a otras.



(2013)



2013). Hace referencia al acuífero AIN (acuífero inferior norte)



31

Figura 3.5.3.15 Intento de explicación mediante diagramas–bloque del proceso de intrusión marina en los acuíferos profundos del Campo de Dalías (Domínguez et al., 2013). En el acuífero AIO (acuífero inferior oeste) se empezó a detectar efectos de salinización en 2010, que han continuado en aumento en el periodo húmedo de 2008–2010. Se explica por transferencia de agua salina desde el acuífero AEBN (acuífero de Balanegra), el ASC (acuífero superior central) y AITC (acuífero intermedio central)

La interpretación el estado de salinización puede ser complicada ya que al no disponerse de sondeos de observación diseñados para poder muestrear a diferentes profundidades se muestrean los pozos de explotación existentes. Estos pozos pueden poner en comunicación diferentes unidades con diferente salinidad y nivel piezométrico, produciendo cortocircuitos que alteran grandemente la distribución vertical dentro de la perforación. Esto se puede apreciar en los registros de salinidad

(conductividad eléctrica) y temperatura (Figura 3.5.3.16). Para poder obtener información fiable de la salinidad y composición química en profundidad hace falta conocer cómo se alteran las condiciones por las perforaciones que se muestrean, en lo posible a partir de registros de conductividad eléctrica y temperatura (Molina et al., 2003a). Otros ejemplos se encuentran en la Aportación Específica 2 del Capítulo 10 {PDP}.

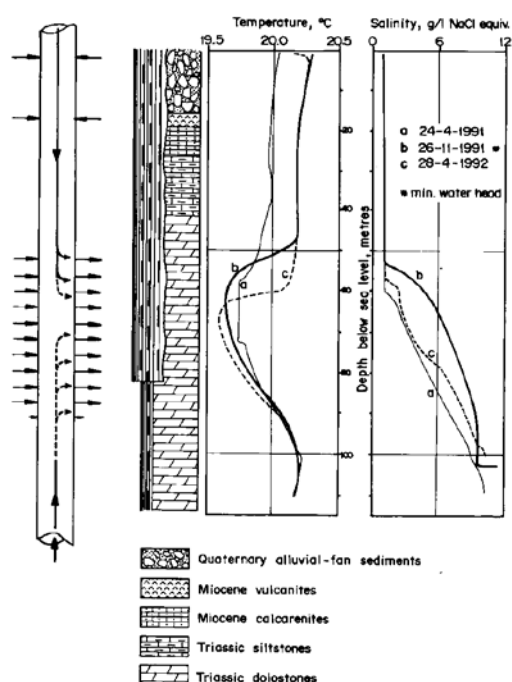


Figura 3.5.3.16 Perfiles de temperatura y conductividad eléctrica en una perforación en el Campo de Dalías con un tramo ranurado largo y la parte final sin entubar (Domínguez y Custodio, 1992). Se establecen flujos verticales entre las distintas formaciones atravesadas. El perfil obtenido no representa al agua en el acuífero. Su estudio informa sobre la probable distribución en el acuífero y de las variaciones de los potenciales hidráulicos. La inversión de temperatura es a causa del agua más fría del acuífero profundo en dolomías, lo que refleja la recarga relativamente activa en la Sierra de Gádor, a mayor altitud. Dicho acuífero en dolomías está salinizado y el aumento gradual en profundidad es a causa de acceso de agua dulce desde la parte superior de este acuífero y también desde los acuíferos superiores por defecto de cierre. La variabilidad de los registros es a causa de los cambios del potencial hidráulico y no del agua intersticial

En relación con la importancia del sistema acuífero, los estudios hidrogeoquímicos realizados son pocos y con escaso detalle. Algunos de los realizados son: Molina (1998); Vallejos (2001); Pulido-Bosch et al. (1989a) y algunas consideraciones sobre Aguadulce se encuentran en Vallejos et al. (2003) y Daniele et al. (2003), sobre las anomalías en Balerna-Las Marinas en Pulido-Bosch et al. (1989b) y sobre el contenido en B en Molina et al. (2001) y en Morell et al. (2008). En {PDP} se dan algunos datos sintéticos en forma de diagramas de Stiff modificados, característicos de los dife-

rentes acuíferos. La comparación del contenido en SO_4 con el de Cl (Figura 3.5.3.18) en aguas del acuífero superior muestra la tendencia a un notable exceso de sulfatos respecto a la relación marina, que es atribuible a los retornos de riego. También hay un exceso de B respecto al esperable de una mezcla de agua dulce y agua marina por igual causa (Figura 3.5.3.19). Dada la alta concentración de NO_3 en el agua subterránea de una extensa área del acuífero superior, esta se puede usar para confirmar conexiones con los acuíferos profundos (Pulido-Bosch et al., 2000).

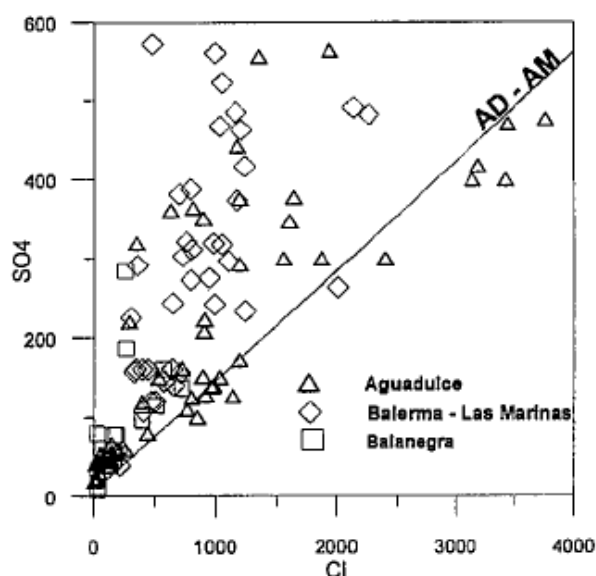


Figura 3.5.3.18 Relación entre el contenido en sulfato y en cloruros para aguas subterráneas con distinto grado de salinización en las áreas de Aguadulce, Balerna-Las Marinas y Balanegra, en el Campo de Dalías (Molina, 1998; Molina et al., 2001; 2003). Valores en mg/L. La línea es la de mezcla entre agua dulce (AD) y agua marina (AM)

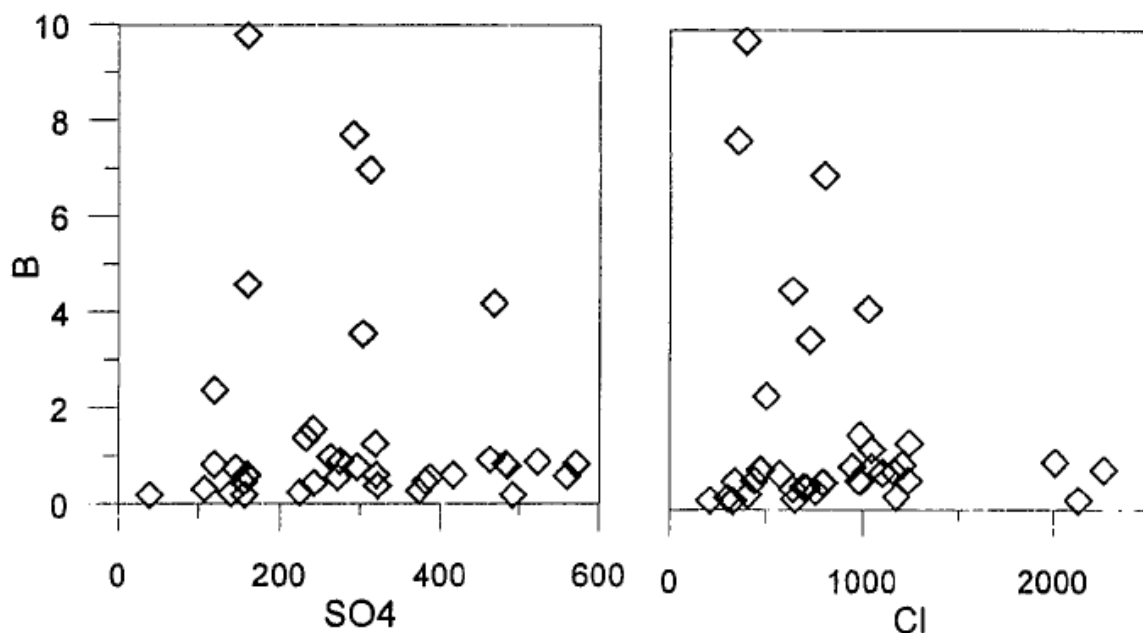


Figura 3.5.3.19 Relación entre el contenido en boro respecto al de sulfato y cloruros para aguas subterráneas con distinto grado de salinización en las áreas de Aguadulce, Balerna-Las Marinas y Balanegra, en el Campo de Dalías (Molina, 1998; Molina et al., 2001; 2003). Valores en mg/L. Las mayores anomalías parecen asociarse a aguas subterráneas ligeramente termales en el área de Balanegra

Las condiciones son favorables para la recarga en la Sierra de Gádor, dadas las notables diferencias de altitud. Esto hace de interés los estudios isotópicos del agua, por aligeramiento (Alcalá et al., 2007; Frot et al., 2007) y el fraccionamiento isotópico cinético esperable en los retornos de riego. En los acuíferos profundos se identifica bien la marca ligera de su recarga en la Sierra de Gádor (Domínguez y Custodio, 1994; Vanderschrick, 2002; Vallejos, 1997; Marín Marín et al., 2003; Vallejos et al., 1997; 2009). Sin embargo, son escasos los estudios isotópicos del agua. No hay estudios de detalle a partir del contenido en tritio (^3H) y no se conocen estudios isotópicos del carbono inorgánico disuelto (^{13}C y ^{14}C) ni del nitrato, salvo algunos trabajos recientes que incorporan la isotopía del sulfato (Vallejos et al. 2015b; Díaz-Puga et al., 2016, Díaz Puga, 2016).

La prognosis sobre los acuíferos profundos es la de descenso continuado de niveles de agua, con sólo una recuperación notable temporal en años extraordinariamente lluviosos, con un deterioro de la salinidad, por lo menos en parte por transferencia lateral desde otros acuíferos colindantes [AC y JMAB]. En las últimas cuatro décadas de explotación intensiva, además de un consumo anual variable de reservas, se ha producido una disminución creciente en las extracciones de los acuíferos de cobertera, un fuerte aumento progresivo de los bombeos en el AIO (Acuífero Inferior Oeste) y un ligero aumento en el AIN (Acuífero Intermedio) y AINE (Acuífero Inferior Noreste), que soportan actualmente en torno al 90% de las extracciones totales del Campo.

En el actual Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (antes Confederación Hidrográfica del Sur, CHS) se considera que tanto los acuíferos del Campo de Dalías como los del Campo de Níjar no podrán conseguir el buen estado cuantitativo y cualitativo hasta más allá del año 2027. La masa de agua que integra los acuíferos del Campo de Dalías resulta tratada en dicho Plan como si fuera un embalse único, con evolución en una sola dirección (en cantidad y calidad). Para quienes lo sostienen, parece justificar que si un sector del mismo deja de ser utilizable directamente por la demanda, todo el embalse debe darse por perdido por carecer de solución. Sin embargo, atendiendo al conocimiento hidrogeológico, cabe considerar que esta concepción generalista no es aplicable al caso de acuíferos complejos como el del conjunto del Campo de Dalías: se trata de compartimentos con un funcionamiento en buena parte independiente, aunque interrelacionados. El proceso de salinización de los acuíferos inferiores, los que abas-

tecnen a casi la totalidad de la demanda de la zona, se inició hace cuatro décadas. La decisión de sus gestores de aplicar la citada concepción administrativa unitaria (a la que no han admitido discusión) ha impedido la aplicación de posibles medidas correctoras para reducir las consecuencias de dicho proceso, ya en estado muy avanzado y preocupante [PDP].

El IGME ha recomendado la conveniencia de disminuir el bombeo de los acuíferos inferiores y aumentar el uso (con o sin pre-tratamiento, según las necesidades de calidad) de los acuíferos de cobertera –los acuíferos poco profundos del Campo de Dalías– en determinadas zonas, denominadas zonas estratégicas [PDP]. Este incremento del bombeo de los acuíferos de cobertera resulta necesario: a) para complementar volúmenes de sustitución máxima de extracciones que puedan cancelarse de los acuíferos inferiores; b) disminuir los daños por ascenso de los niveles del agua de estos acuíferos superiores, que están creciendo como se ha comentado anteriormente; y c) aumentar el bombeo en determinadas zonas de los acuíferos de cobertera, como en los del sector noreste, localmente afectados por antiguas intrusiones de agua de mar, para evitar la transferencia local de flujos de agua salobre hacia zonas aún dulces de los acuíferos inferiores. Sin embargo, el incremento de bombeo en los acuíferos de cobertera ha sido prohibido por la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas por no corresponder a normas generales establecidas para las masas de agua. La aplicación de éstas normas no tiene sentido hidrogeológico en este complejo conjunto de acuíferos ni considera el valor económico y social. Cabe pensar en la conveniencia de solicitar excepciones y evitar actuaciones desproporcionadas.

Las recomendaciones anteriores están en la misma línea que las que hace la Junta Central del Acuífero de Sierra de Gádor (JCSG) [AC y JMAB]. Si se mantiene la actual actividad, que es lo que se busca en vez de un cambio de paradigma en el uso del agua, para afrontar requerimientos futuros hace falta aportar agua externa o mejoras internas. Los aportes son los de desalinización de agua del mar o las mejoras de captación de escorrentías de tormenta y su distribución futura mediante lo que se designa como Autovía de Agua Almanzora–Guadiaro. Además de mejoras para seguir aumentando la eficiencia de uso del agua, las medidas internas incluyen el aprovechamiento del agua del acuífero superior, que actualmente aflora en Balsa de Sapo y más discretamente en otras depresiones artificiales del terreno. Aunque la salinidad de esa agua

es alta, tras un tratamiento de desalobración, se puede obtener agua de salinidad usable a 0,20 €/m³, mucho más barata que la de desalinización del agua del mar a costes reales, pero que no incluye la eliminación segura y ambientalmente aceptable de los rechazos. La Administración está siendo reacia a esta solución. La resolución del problema del rechazo ni es sencilla ni es barata. Trabajando de modo que a partir de una alimentación de 2500 a 4000 µS/cm se produzca un rechazo de 8000 a 12.000 µS/cm, éste se podría utilizar para ser inyectado en acuíferos de alta salinidad o salinidad similar, preferiblemente en áreas costeras, y mejorar así el balance en aquellas áreas con problemas de intrusión marina. Es necesario aumentar las extracciones medias en los acuíferos superiores, disminuyendo así la presión extractiva directa sobre el AIO y la posibilidad de reducir su contaminación por los flujos laterales del acuífero superior central, además de ir implementando a corto y medio plazo las otras fuentes alternativas de suministro hídrico: desalación de agua de mar, depuración terciaria de las aguas residuales urbanas y posibles trasvases. También se deben proyectar y realizar obras de mejoras en la regulación y captación de esorrentías sobre las áreas de recarga preferencial del sistema en Sierra de Gádor, para aumentar su recarga efectiva, así como llevar a cabo la cementación y cierre de los sondeos mal proyectados, ejecutados y/o con problemas de envejecimiento, que están provocando la interconexión y contaminación de los acuíferos inferiores.

La gestión de los recursos hídricos del Campo de Dalías sufre el problema añadido de los cambios bruscos de objetivos y enfoques debidos a cambios organizativos y políticos. En 2006, a petición de la Junta de Andalucía, con el apoyo de ACUAMED y de la JCUAPA, el IGME definió un programa de actividades científico-técnicas de apoyo a la regeneración-protección posible de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías. Sólo llegó a realizarse la Fase I (2008-2011) de las tres fases del Programa, en la que se llevó a cabo una actualización del conocimiento del funcionamiento hidrogeológico y de la infraestructura de uso de estos acuíferos y se detectó el avance de la salinización en captaciones localizadas en los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores. La continuación del Programa quedó interrumpida por el Organismo de Cuenca [PDP].

En el área dispone de agua procedente del Embalse de Benínar, que sólo aporta en promedio 10 hm³/a, pero muy variable. Hay años sin disponibilidad y otros en

que pudo llegar a unos 20 hm³/a. Esta agua, cuando se dispone de ella, es utilizada por dos Comunidades de Regantes y reduce temporalmente extracciones en determinadas áreas de los acuíferos inferiores. El canal de Benínar y las redes de distribución internas permiten mover el agua a lo largo del Campo de Dalías. Con los volúmenes previstos de agua desalinizada y regenerada, más el aportado por el Pantano de Benínar y el que vaya quedando utilizable de los acuíferos (incluyendo posible la cancelación del bombeo destinado a la ciudad de Almería), no parece que se pueda asegurar el abastecimiento a la actual demanda. Así, hace falta utilizar las extracciones en los acuíferos de cobertera y recursos externos para substituir parte del bombeo realizado de los acuíferos inferiores. La intrusión marina en los mismos se produce de distinta manera según los sectores [PDP]. Según el funcionamiento hidrogeológico, hay que analizar la viabilidad de actuaciones de recarga/bombeo para controlar el único paso de agua salina a través del acuífero AEBN (Acuífero de Balerna), desde la costa occidental al acuífero inferior de la zona occidental. Cabe también cancelar las extracciones en el área de El Viso del acuífero inferior del sector noreste, donde éste es confinado, y la mayor parte de las de su área contigua de El Águila, de manera que en ambas áreas, que están hidráulicamente conectadas, asciendan sus niveles piezométricos suficientemente sobre el nivel del mar [PDP].

La Junta Central de Usuarios del Acuífero del Poniente Almeriense (JCUAPA) parece haber dispuesto hasta ahora de escasos recursos económicos para poner en práctica las propuestas de soluciones. Para abordar el problema de la falta de recursos de agua dulce con que hacer frente a las demandas creadas, la Federación de Regantes de Almería (FERAL), cuya actividad ha aumentado en los últimos tiempos, defiende la utilización combinada de todos los recursos disponibles, la interconexión entre cuencas y la finalización de la Autovía del Agua Benínar-Almanzora y la puesta en marcha del plan de recuperación de estos acuíferos.

La Administración del agua mantiene una escasa red de observación en los acuíferos del Campo de Dalías, en algunos casos con puntos no adecuados [PDP]. La red de observación de la calidad del agua consiste en pozos privados en bombeo. No se cuenta con la necesaria red de observación de la salinidad en profundidad en los acuíferos inferiores, donde está el principal problema ni se han llevado a cabo registros de salinidad en pozos particulares, como se hizo entre 2008-2011. La interpretación de las tendencias en

la cantidad y la calidad del agua subterránea no se realiza de forma separada por sistemas y acuíferos mezclando los distintos acuíferos, por lo que carece de sentido hidrogeológico y suponen una mala información impide la correcta gestión incomprensible de este complejo sistema acuífero [PDP].

El pequeño **delta del Adra** está a continuación del Campo de Dalías, hacia el W. En la década de 1970 hubo problemas de salinización de algunos pozos, pero desde que opera el embalse de Beninar no tienen es-

peciales problemas de salinidad (Pulido–Bosch, 1988; Benavente et al., 2003). La mezcla entre el agua dulce de recarga actual y el agua salina anterior produce una desdolomitización de la formación dolomítica que aflora, con aumento del contenido en SO_4 , Mg y Ca en el agua y el intercambio iónico con los minerales arcillosos y la materia orgánica, con aumento del contenido en HCO_3 (El Amrani–Paaza et al, 1995).

La Figura 3.5.3.20 muestra los acuíferos al oeste de Sierra de Gádor, hasta el de Motril–Salobreña.

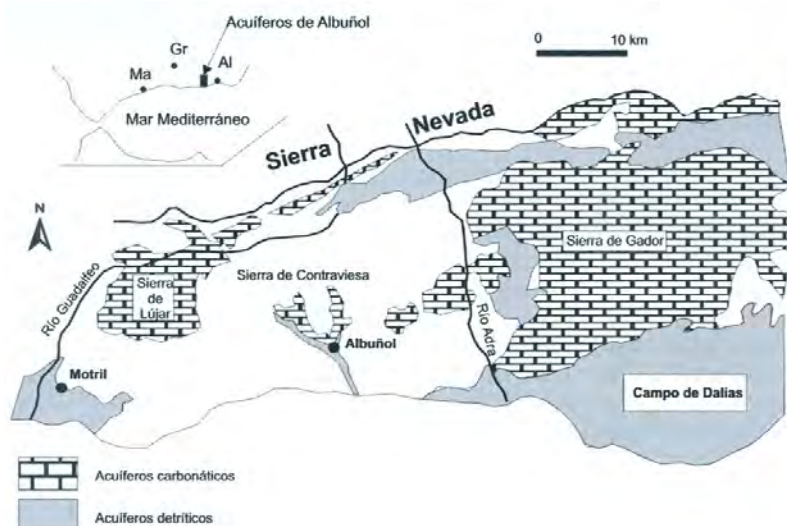


Figura 3.5.3.20 Acuíferos al oeste de Sierra de Gádor, hasta el de Motril–Salobreña. Entre Albuñol y Motril está el acuífero de Castell de Ferro

3.5.4 Acuíferos costeros de Granada y Málaga

Los acuíferos costeros de las provincias de Granada y Málaga son principalmente pequeños aluviales encajados en materiales de baja permeabilidad, aunque pueden aparecer carbonatos con cierta permeabilidad, y entre ellos costas abruptas. La energía de los cursos de agua es elevada, lo que produce depósitos groseros de alta pendiente, con espesores en la costa de hasta 60 m, pero que posiblemente no incluyen la típica formación holocena limoso–arcillosa intercalada. La importancia de las formaciones aluviales y costeras

asociadas decrece de E a W. La Figura 3.5.4.1 muestra la ubicación de los acuíferos costeros de Castell de Ferro, Motril–Salobreña, Río Verde y Río Vélez. El Atlas Hidrogeológico de Andalucía (ITGE, 1998) no aporta datos sobre el estado de la intrusión marina. Diversos trabajos aportan información de carácter general (Benavente, 1985; 1987; Benavente et al., 1981; 1988; Calvache, 2002; Calvache y Pulido–Bosch, 1996a; 1996b; 1996c; Fernández–Rubio et al., 1988; Jiménez–Sánchez y Rubio–Campos, 2012).

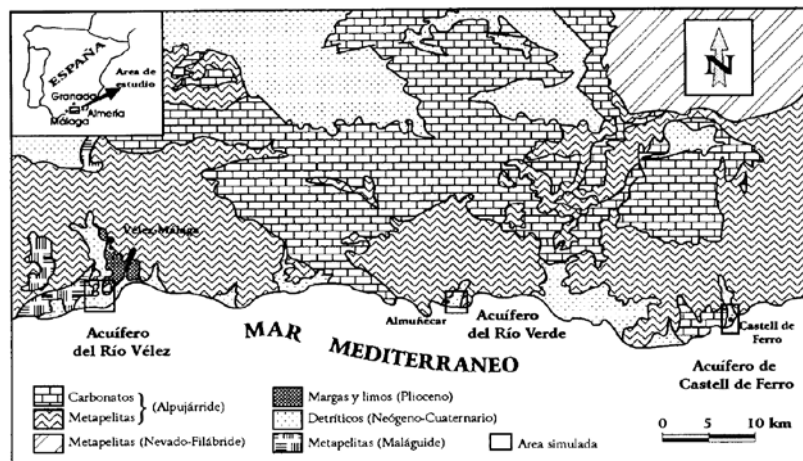


Figura 3.5.4.1 Acuíferos del Sur de España. De este a oeste: Castell de Ferro, Motril–Salobreña (no rotulado) y Río Verde–Almunécar en la provincia de Granada y río Vélez en la provincia de Málaga (Calvache y Pulido–Bosch, 1996b, 1997)

El acuífero de **Castell de Ferro**, que incluye la Rambla de Gualchos, tiene en su parte costera central un afloramiento de mármoles notablemente fracturados y permeables (Figura 3.5.4.2); son una vía fácil de conexión con el mar, que facilita tanto la descarga como la intrusión marina (Pulido–Bosch et al., 1996; 1999; 2007). La Figura 3.5.4.3 muestra una piezometría. El comportamiento hidrológico tiene un marcado carácter estacional (Benavente, 1987). La recarga depende en gran manera de la transferencia lateral de agua subterránea y de la infiltración del río, que es ganador o perdedor, según los tramos y el momento. Se ha modelado numéricamente (Calvache y Pulido–Bosch, 1996b; 1997). Hay problemas de intrusión marina, que se aminoran claramente con la disminución de la extracción. Los cambios de salinidad en los mármoles son rápidos, con pocas modificaciones hidroquímicas;

son más lentos y con algunos cambios químicos en los sedimentos aluviales (Pulido–Leboeuf, 2004; Pulido–Leboeuf et al., 2001; 2002; 2003; 1999). En la Figura 3.5.4.4 se muestra la dinámica de la intrusión marina y el lavado de la salinidad en el acuífero de Castell de Ferro, según los flujos subterráneos en la costa resultantes de la simulación numérica.

La simulación muestra que la construcción de una barrera impermeable a lo largo del afloramiento de mármoles, si fuese factible, podría mejorar las condiciones de explotación del acuífero aluvial al amortiguar la respuesta costera al incremento estival de las extracciones de agua subterránea, además de que al aumentar la descarga al mar por el aluvial se produciría un mayor lavado de sales.

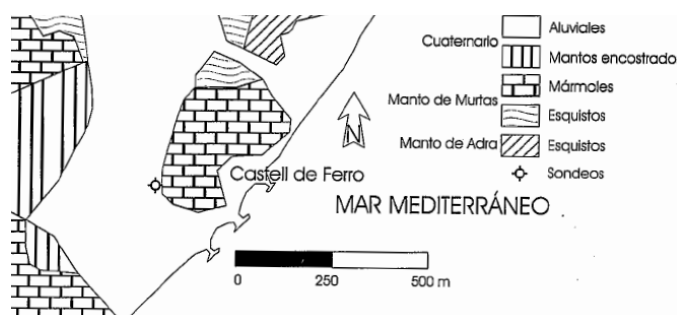


Figura 3.5.4.2 Situación del acuífero de Castell de Ferro y geología del entorno. El afloramiento de mármoles está en la parte costera central

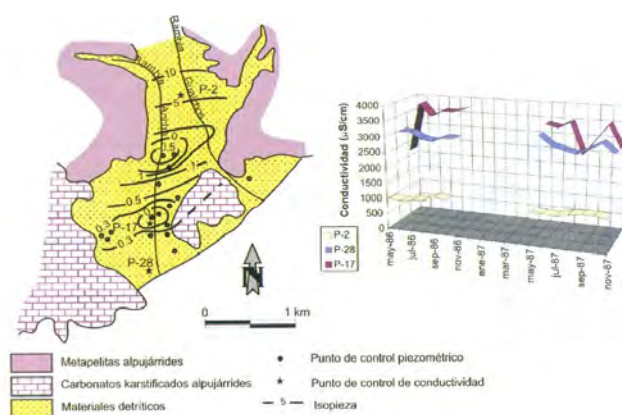


Figura 3.5.4.3 Piezometría del acuífero de Castell de Ferro en abril de 1988 (Calvache y Pulido–Bosch, 1996a) y evolución de la conductividad eléctrica en tres puntos de control (Pulido–Bosch et al., 2007).

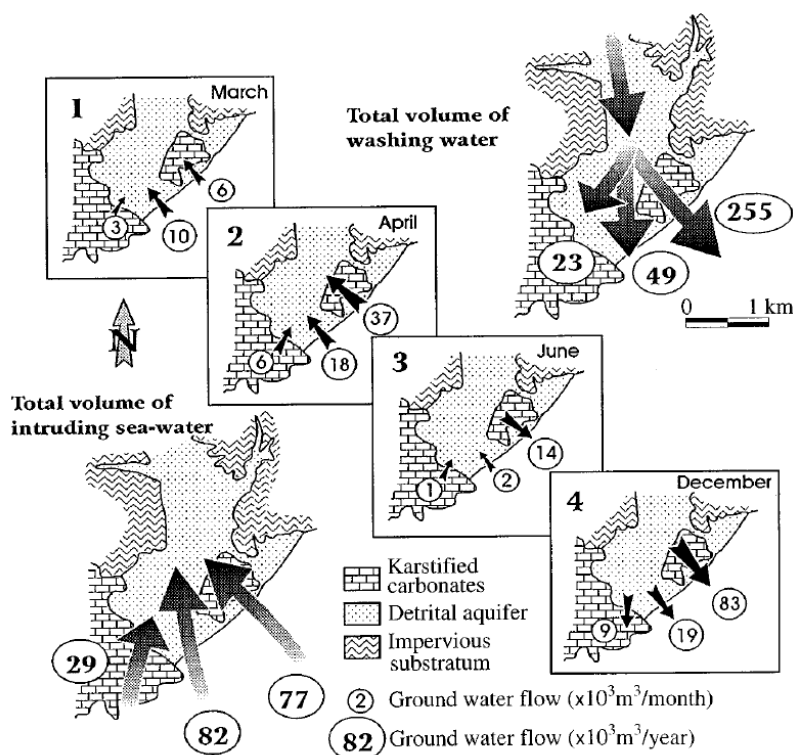


Figura 3.5.4.4 Dinámica de la intrusión marina y su lavado en el acuífero de Castell de Ferro, según los flujos subterráneos en la costa que resultan de simulación numérica, con cuatro etapas basadas en datos mensuales y procesos generales basados en datos anuales (Calvache y Pulido–Bosch, 1997)

La Figura 3.5.4.5 muestra los registros de conductividad eléctrica del agua de un sondeo en el centro del aluvial y la Figura 3.5.4.6 un perfil perpendicular a la costa de la conductividad eléctrica, deducido de los registros. En la

Figura 3.5.4.7 se muestra el esquema de funcionamiento del proceso de intrusión marina–lavado en el acuífero de Castell de Ferro.

Figura 3.5.4.5 Serie de registros de conductividad eléctrica del agua (EC) y temperatura (T) de un sondeo en el centro del aluvial del acuífero de Castell de Ferro, a unos 600 m de la costa (Pulido–Bosch et al, 2007)

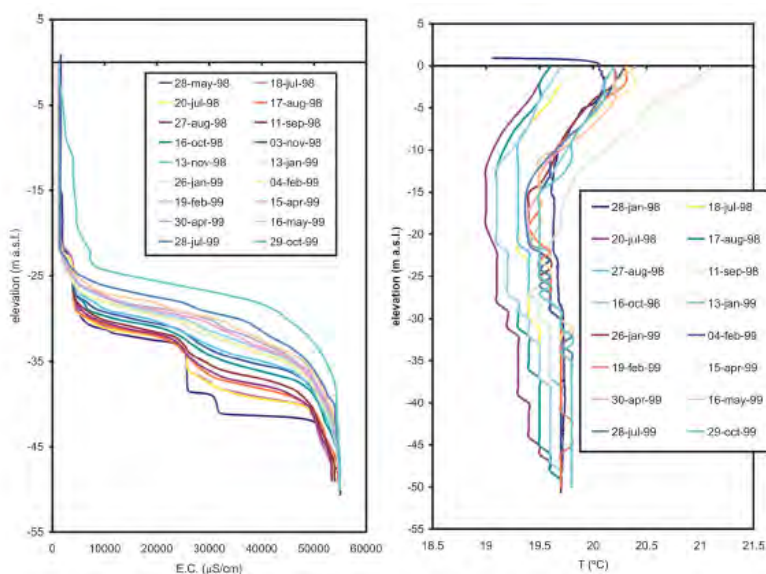


Figura 3.5.4.6 Perfil perpendicular a la costa del contenido en cloruros en mg/L en el relleno detrítico de Castell de Ferro (Pulido–Bosch et al, 2007)

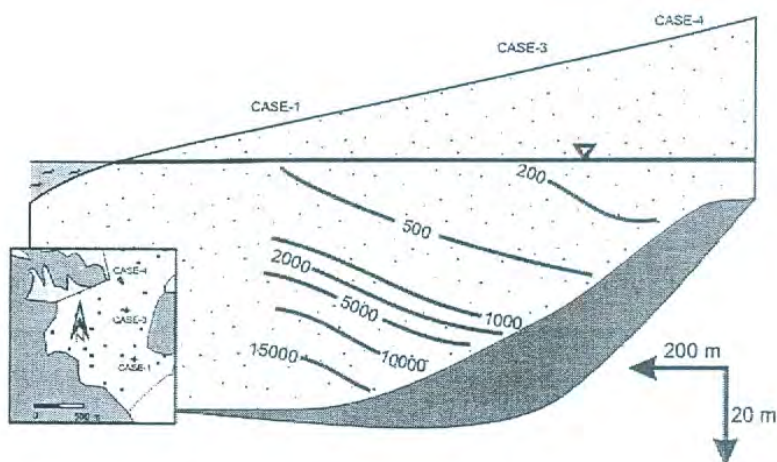


Figura 3.5.4.7 Esquema de funcionamiento del proceso de intrusión marina–lavado en el acuífero de Castell de Ferro (Pulido–Bosch et al., 2007)

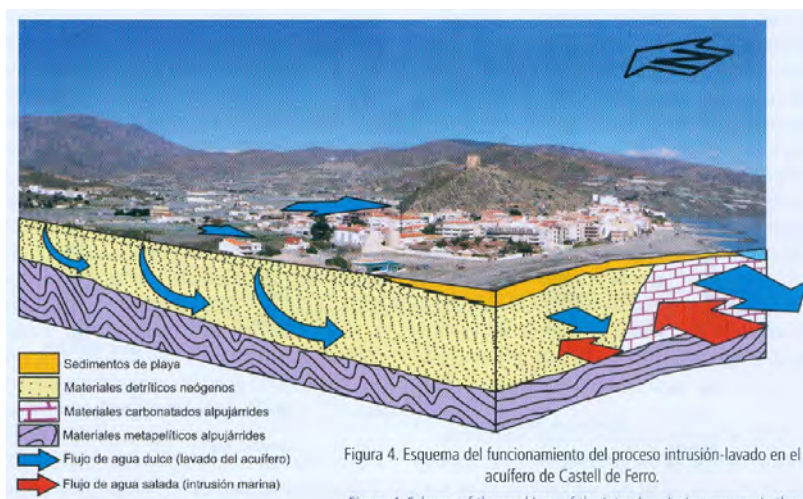


Figura 4. Esquema del funcionamiento del proceso intrusión–lavado en el acuífero de Castell de Ferro.

El acuífero de **Motril-Salobreña** se extiende a lo largo de la costa, desde Carchuna al E, al pie de la zona montañosa, hasta el peñón de Salobreña al W. Ocupa unos 42 km² (Figura 3.5.4.8). Sobre su sector occidental discurre el río Guadalfeo, que pasa cerca de Salobreña.

El espesor del acuífero es variable, desde 30 a 50 m en la zona norte en contacto con Escalate, hasta más de 250 m en el borde costero junto a la desembocadura del río Guadalfeo (Geirnaert et al., 1981; Duque et al., 2008). Su piezometría es bien conocida (González-Ramón et al., 2005), con series temporales de niveles de más de 25 años (Duque, 2009), así como la salinidad y características hidroquímicas (Calvache et al., 2003; 2004; 2007).

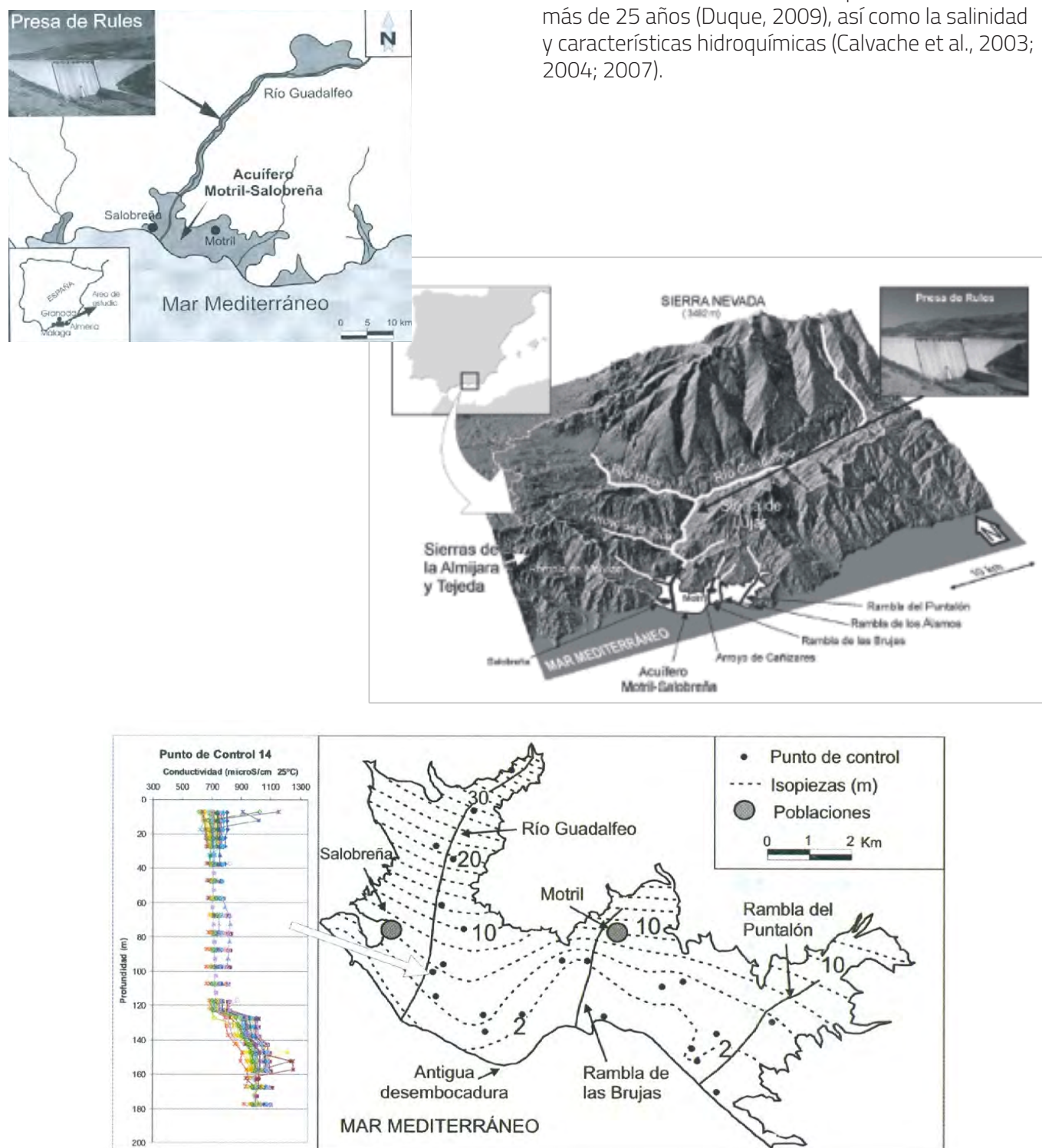


Figura 3.5.4.8 Situación general y ubicación de la presa de Rules (arriba y centro, Duque, 2009) y mapa de isopiezas (en m) del acuífero Motril-Salobreña de 11-2003 y registros de conductividad eléctrica (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) en uno de los sondeos costeros (14) desde 11-2001 a 12-2003 (abajo) (Calvache et al., 2007)

Tabla 3.5.4.1. Balance hídrico para el acuífero Motril-Salobreña según diferentes autores (tabla aportada por M.L. Calvache).

Entradas y salidas (hm ³ /año)	Castillo (1975)	CHS (1984)	ITGE (1988)	Heredia (2003)	Calvache et al. (2009)	Duque y Calvache (2010)
Aluvial borde norte	-	25	15,5	3,5	4,7	0,5
Acuífero Escalate	6	3	2,0	4,0	4,2	5,0
Infiltración Río Guadalfeo	25	13	11,5	11,6	11,5	4,8
Retorno riego+Precipit..	14-19	9	16,9	16,8	13,6	12,6
Otros	15-20	3	1,4	-	-	5,9
TOTAL ENTRADAS	60-70	53	47,3	35,9	34,0	28,8
Bombes	16	25	17,1	15,4	7,5	6,6
Descarga Río Guadalfeo	-	-	-	0,4	0,3	0,1
Descarga al mar	40-45	22	30,2	16,8	26,2	18,9
Otros	6-10	6	-	1,8	-	3,4
TOTAL SALIDAS	62-71	53	47,3	34,4	34,0	29,0

A partir de una campaña geofísica de gravimetría se localizó la posición del basamento del acuífero detrítico. Conocida su geometría y aplicando un valor medio de porosidad efectiva del 12%, las reservas del acuífero se estiman en 250 hm³ (Duque et al., 2010).

Según el estudio de los perfiles de temperatura en diferentes pozos en el acuífero, realizado e interpretado por Calvache et al. (2011), aparecen dos patrones bien diferenciados en cuanto a sus envolventes, uno penetrante en el que la franja heterotérmica alcanza profundidades de hasta 40 m y otro corto en el que la

franja heterotérmica alcanza sólo los 15 m de profundidad, con temperatura homogeneizada por debajo (Figura 3.5.4.9). La envolvente de temperaturas penetrante es característica de zonas de recarga donde el agua que se infiltra, más o menos fría, produce un penacho térmico descendente. La envolvente corta caracteriza el área de descarga, con componentes verticales ascendentes. Mediante modelación del transporte de calor se identificaron los patrones principales del flujo subterráneo y su relación con el río Guadalfeo (Duque et al., 2010a), cuantificando así la recarga principal y sus variaciones (Figura 3.5.4.10).

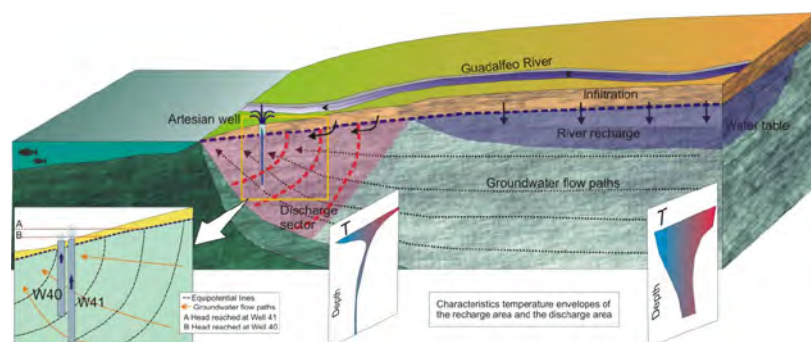
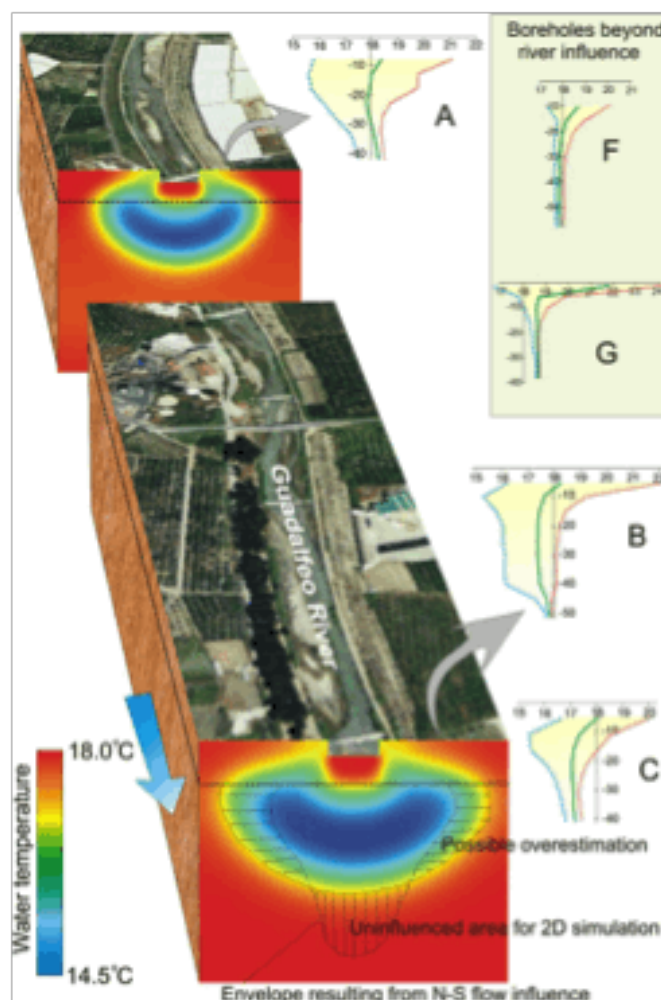


Figura 3.5.4.9 Patrones de envolventes de temperatura característicos de zona de recarga (extenso en el lado derecho) y de descarga (estrecho en el lado izquierdo) (Calvache et al., 2011).

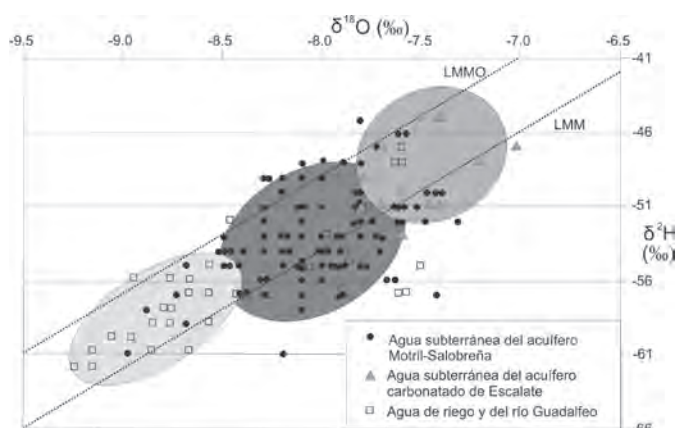
Figura 3.5.4.10 Bloque diagrama con la señal térmica modelada causada por el río Guadalfeo sobre la temperatura del agua subterránea del acuífero Motril-Salobreña, y envolventes de las curvas de temperatura en los sondeos, con las curvas de temperaturas máximas, mínimas, y media, que evidencian los distintos tipos de flujo subterráneo (Duque et al., 2010a).



La composición isotópica de las aguas del acuífero muestran la recarga desde aguas arriba (Calvache et al., 2007). El $\delta^{18}\text{O}$ de la lluvia local varía entre $-6,0\text{‰}$ y $-5,0\text{‰}$ y las de la presa del río Rules entre $-9,3\text{‰}$ y $-8,5\text{‰}$ (-9‰ y $-8,2\text{‰}$ las de riego y $-7,8\text{‰}$ y $-7,2\text{‰}$ las del acuífero carbonatado que recibe recarga a menor altitud), para producir un rango de variación

en el acuífero entre $-9,0\text{‰}$ y $-7,5\text{‰}$ (Figura 3.5.4.11). Los valores se ajustan a una línea meteórica local de pendiente 8 y exceso de deuterio de 14‰ . La composición isotópica más ligera del agua confirma que buena parte de la recarga es de origen fluvial procedente de mayores altitudes (López-Chicano et al., 2007).

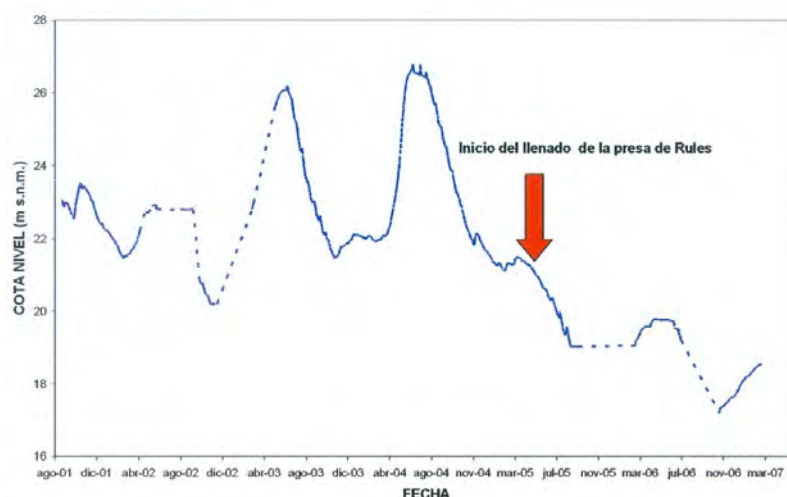
Figura 3.5.4.11 Representación $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de los diferentes resultados isotópicos del agua y tipos de agua que pueden distinguirse a partir de su distribución, según Duque et al. (2011). LMM = línea meteórica mundial ($d = 10\text{‰}$); LMMO = línea meteórica del mediterráneo occidental ($d = 14\text{‰}$)



Los cambios en los usos del suelo y la construcción de la presa de Rules, localizada a 17 km de la costa, han afectado a las condiciones actuales del acuífero Motril-Salobreña. La presa comenzó su llenado en 2005 con el caudal aportado por el río Guadalfeo. Esto produce una disminución de la recarga por infiltración, que se manifestó en los datos piezométricos durante el periodo

de llenado (Martín Rosales et al., 2007; 2008). Véase la Figura 3.5.4.12. Este efecto no se ha mantenido ya que, una vez llena la presa y debido a que aún no se han construido las canalizaciones que permitan la distribución del agua, se está dejando salir el mismo caudal que entra.

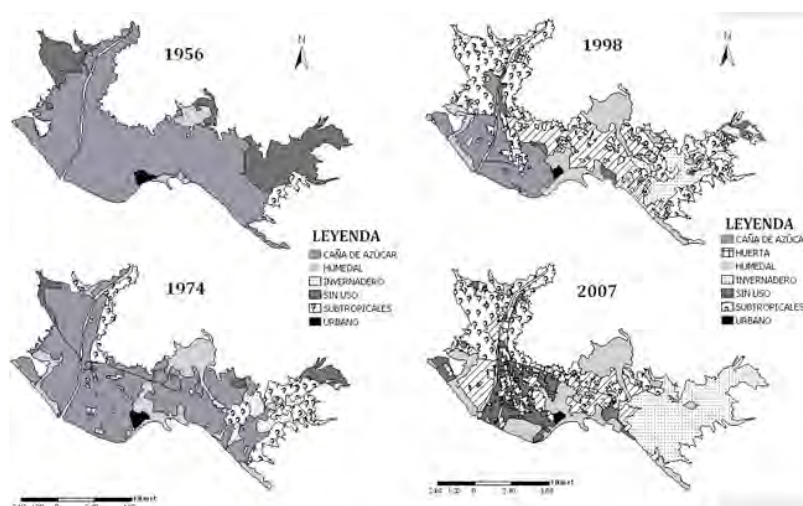
Figura 3.5.4.12 Evolución del nivel piezométrico en uno de los puntos de control del acuífero de Motril-Salobreña situado cerca del borde norte (Calvache et al., 2007)



Se ha estudiado el efecto del embalse sobre el acuífero y la intrusión marina (García-Aróstegui et al., 2003; Heredia et al., 2003; Calvache et al., 2006). La modelación numérica de varios escenarios que consideran diversas circunstancias ocasionadas por la posible entrada en funcionamiento de la presa de Rules, indica que si se elimina la recarga indirecta del río Guadalfeo, se reduce un 10% la recarga directa superficial y se duplica el caudal bombeado, la cuña salina avanzaría 1200 m tierra adentro (Calvache et al., 2009).

En el área se han producido notables cambios de uso del suelo (Figura 3.4.5.13). La recarga por retornos de riego se está viendo mermada en los últimos años, debido principalmente al cambio de cultivo tradicional de la caña de azúcar (con muy altas dotaciones de riego) por cultivos de especies tropicales de poca dotación y agricultura extensiva en invernaderos, aunque aún permanecen muchos cultivos con riego por inundación. Estos cambios en el uso del suelo pueden haber disminuido la recarga del acuífero en un 75% en los últimos 50 años (Pretel et al., 2010; Duque et al., 2012).

Figura 3.4.5.13 Evolución de la distribución de los usos del suelo en el acuífero Motril-Salobreña desde 1956 hasta 2007.



Los estudios recientes, aplicando diferentes metodologías, muestran que el acuífero no tiene problemas generales de intrusión marina, debido principalmente a la alta recarga que se produce en superficie (Sánchez Úbeda et al., 2012).

A partir de una campaña de sondeos electromagnéticos en el dominio del tiempo (EMDT) se localizó la cuña en cuatro secciones del acuífero (Duque et al., 2007a; 2007b; 2007c; 2008a), como muestra la Figura 3.5.4.14. Se ha estudiado el efecto de la intrusión marina sobre el acuífero en varios trabajos (García-Aróstegui et al., 2003; Heredia et al., 2003; Calvache et al., 2006). Los últimos estudios, que han modelado el comportamiento del agua salina mediante el código

SEAWAT, confirman que no hay intrusión marina actual (Calvache et al., 2009; Duque, 2009; Duque et al., 2011). Esta situación favorable se mantiene aún por la recarga que sigue proporcionando el río Guadalfeo y los retornos de riego.

Actualmente, la cuña de intrusión marina penetra menos de 500 m por el lugar más sensible, que es la desembocadura del río Guadalfeo, aunque estudios anteriores ponen de manifiesto que las variaciones deben ser mayores en el sector de la antigua desembocadura del río, en la parte central del acuífero cerca del borde costero (Soto, 1998). Con el mayor flujo de agua dulce estacional, la posición de la cuña es más variable pero con menor zona de mezcla (Figura 3.5.4.15).

Figura 3.5.4.14 Determinación de la posición de la cuña de intrusión salina (en azul) mediante prospección geofísica en cuatro perfiles normales a la costa del acuífero Motril-Salobreña (Calvache et al., 2007). La forma de penetración del perfil 2 indica que la parte más profunda es de menor permeabilidad o semiaislada del flujo, de modo que aún conserva el agua dulce inicial

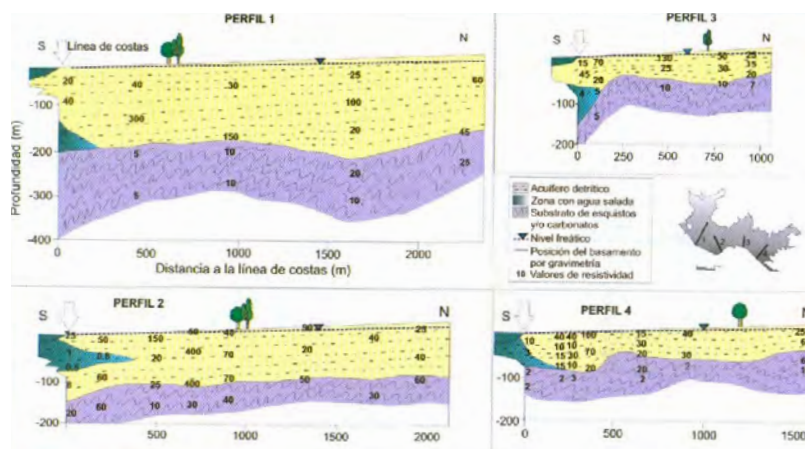
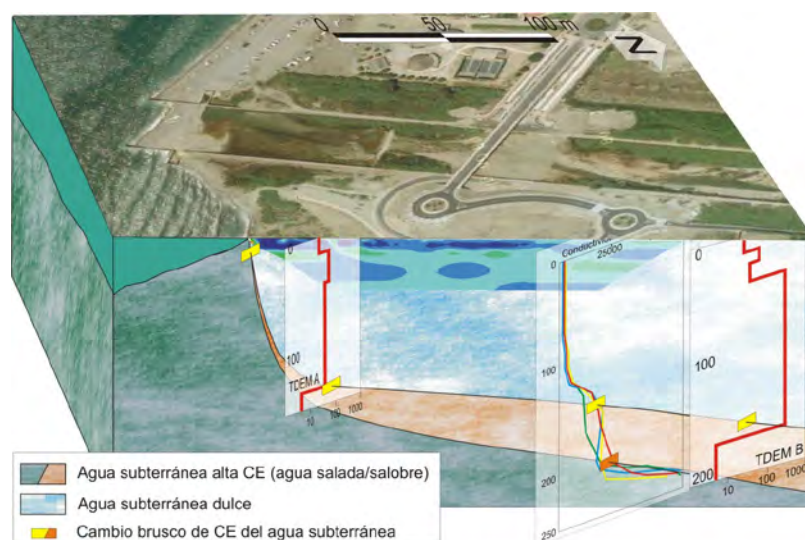


Figura 3.5.4.15 Contacto agua dulce-agua salada interpretado con los datos obtenidos mediante la aplicación de diferentes metodologías (Duque et al., 2010b).



Los estudios mediante cuatro campañas de muestreo de aguas realizadas en los años 2001-2002, 2005-2006, 2007-2008 y 2010-2011 (De la Torre et al., 2013) muestran que se han producido algunos cambios hidroquímicos en las aguas subterráneas.

Mediante el estudio de las oscilaciones inducidas por la marea en los niveles cercanos a la costa (Figura 3.5.4.16) se han calculado valores de transmitividad para la franja costera de 460 a 1100 m²/d (Sánchez-Úbeda et al., 2016a). Por otra parte, se han aplicado nuevas metodologías para el filtrado (Figura 3.5.4.16) de la influencia mareal (Sánchez-Úbeda et al., 2016b).

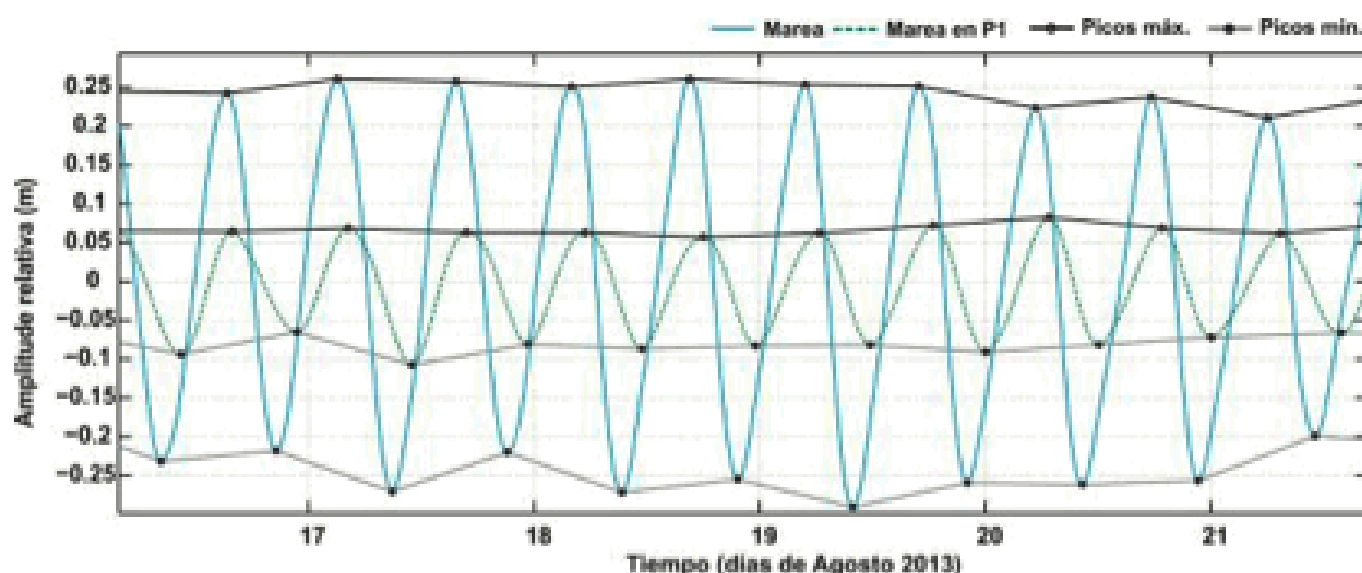


Figura 3.5.4.16: Detalle del análisis pico a pico para calcular los valores de retardo entre todas las oscilaciones consecutivas en un mes (agosto de 2013).

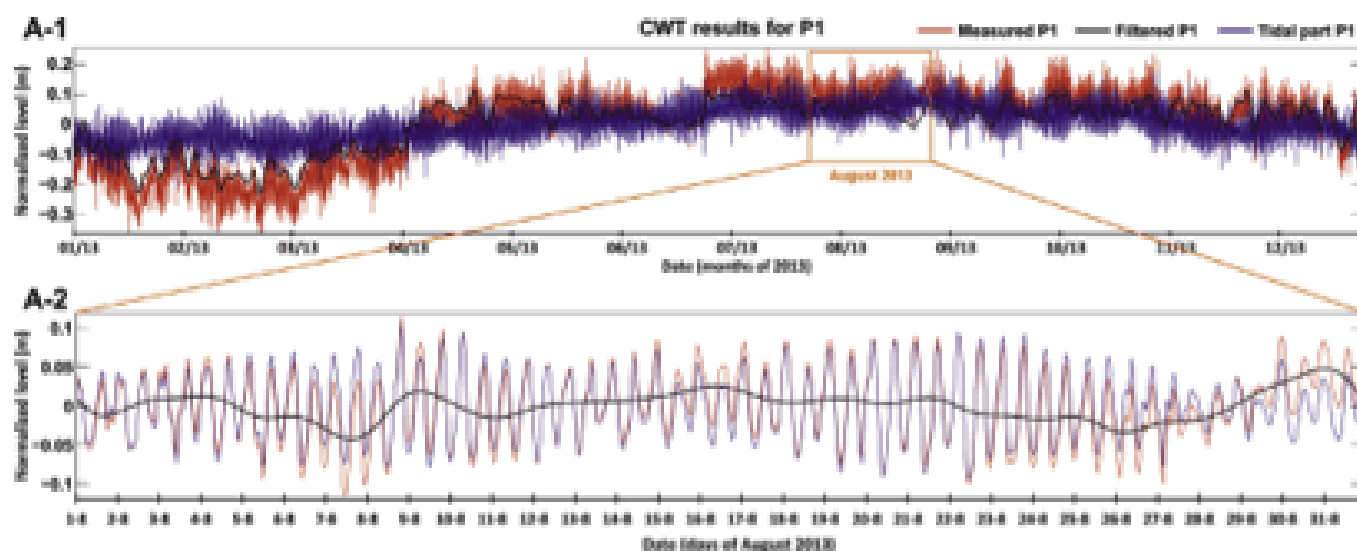


Figura 3.5.4.16 Resultados del filtrado del nivel piezométrico afectado por la marea en el punto de medición P1, aplicando el método CWT (continuous wavelet transform) sobre la serie temporal de un año (A-1) y de un mes (A-2). En ambos casos, la línea roja representa el nivel medido, la azul la oscilación mareal extraída y la negra el nivel ya filtrado.

Algunos detalles sobre la parte de Carchuna se pueden encontrar en Benavente et al. (1983a); Luque-Espinar et al. (2007), Pulido-Bosch y Cañada (1983) y Pulido-Bosch y Fernández-Rubio (1988e).

El **río Verde** tiene asociado un pequeño aluvial de 2,5 km², de hasta 80 m de espesor (Calvache y Benavente, 1988; Calvache y Pulido-Bosch 1990; Benavente y Calvache, 1988), bien desarrollado. Comprende la po-

blación de Almuñécar, que está en la margen derecha (Figura 3.5.4.17). Se abastece a partir del acuífero y se utiliza una galería de agua subfluvial (Figura 3.5.4.18). La explotación estival fue intensa en épocas anteriores (Molina et al., 1988). Al final de cada periodo se producía una notable penetración marina. Esta intrusión marina se constataba en los ensayos de bombeo (Hidalgo et al., 1988) a causa de la fácil formación de conos salinos ascensionales.

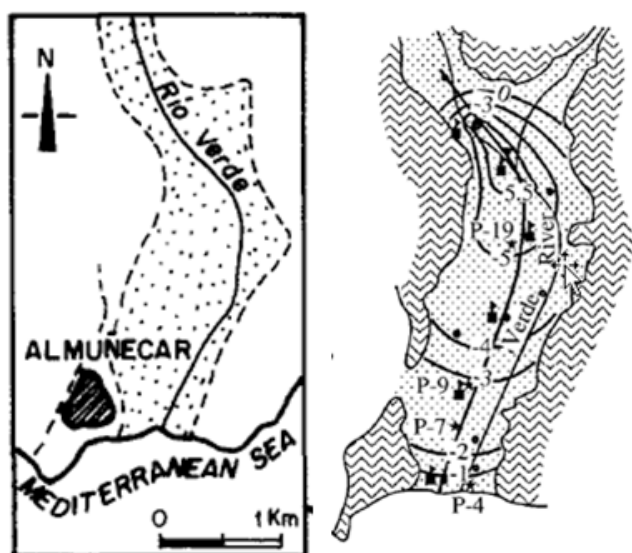


Figura 3.5.4.17 Situación del acuífero del río Verde, enmarcado por el substrato metapelítico alpujárride. Piezometría en agosto de 1988 (Calvache y Pulido-Bosch, 2007)

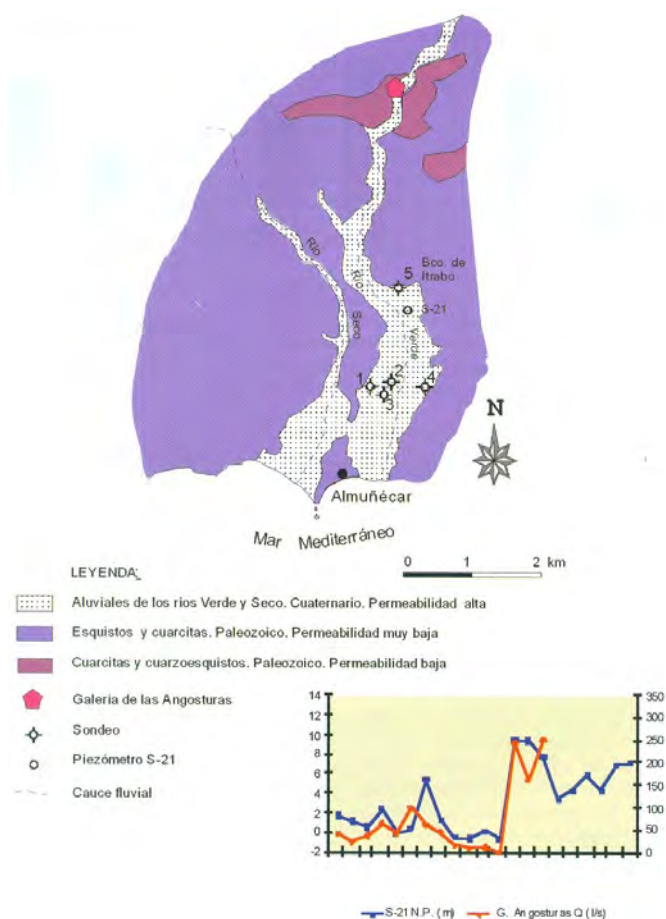


Figura 3.5.4.18 Esquema hidrogeológico del acuífero del Valle de Almuñécar y situación de los pozos de abastecimiento a Almuñécar. El hidrograma muestra la evolución de los caudales de la Galería de Las Angosturas entre 1984 y 1998 y los niveles hasta 2004 de un piezómetro próximo al Río Verde (Benavente, 2007)

Durante el verano se generaban depresiones piezométricas bajo el nivel del mar, que fueron acentuándose progresivamente (Figura 3.5.4.19). La consecuencia era que la pequeña intrusión marina normal en invierno, cuando había descarga de agua dulce al mar, se convertía en una importante penetración estival (Benavente y Fernández-Rubio, 1983a; Benavente et

al., 1984; 1988; Fernández-Rubio 1988; Fernández-Rubio et al., 1986; 1988; Calvache y Pulido-Bosch, 1991; 1992; 1994; Fernández-Rubio y Jalón, 1988), que luego retrocedía en la época invernal siguiente (Figuras 3.5.4.20; 3.5.4.21; 3.5.4.22) a causa de la disminución de las extracciones y la recarga por el agua que fluía por el río.

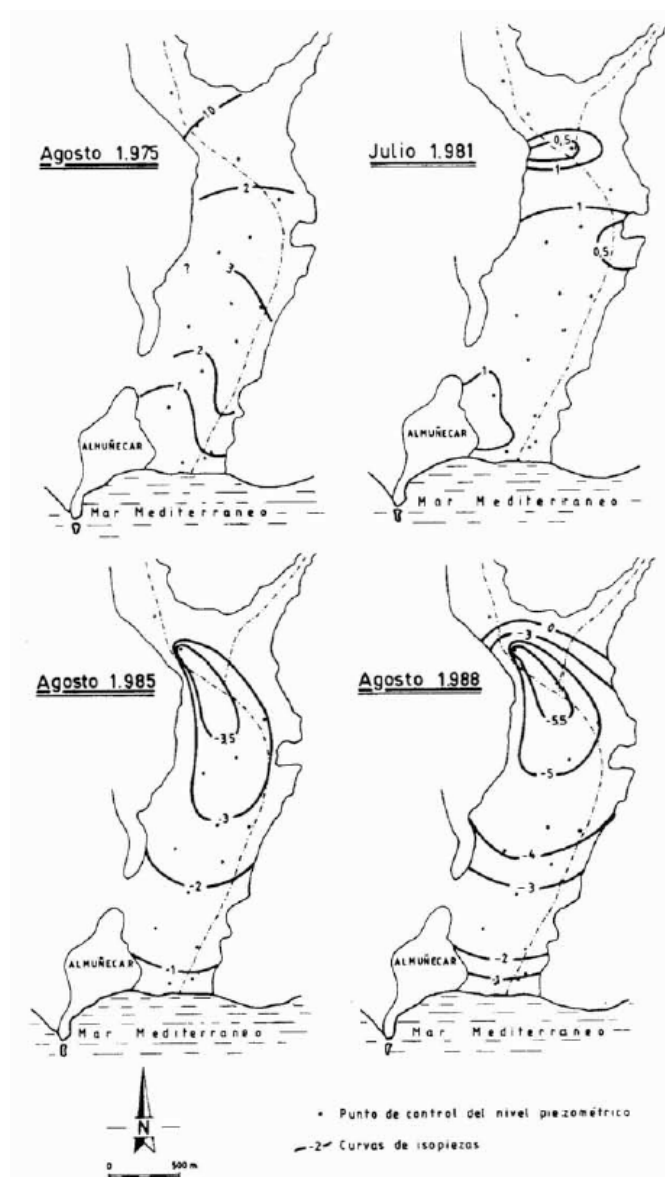


Figura 3.5.4.19 Piezometrías en el mes de agosto de años sucesivos que muestran el crecimiento de la depresión piezométrica costera en el río Verde

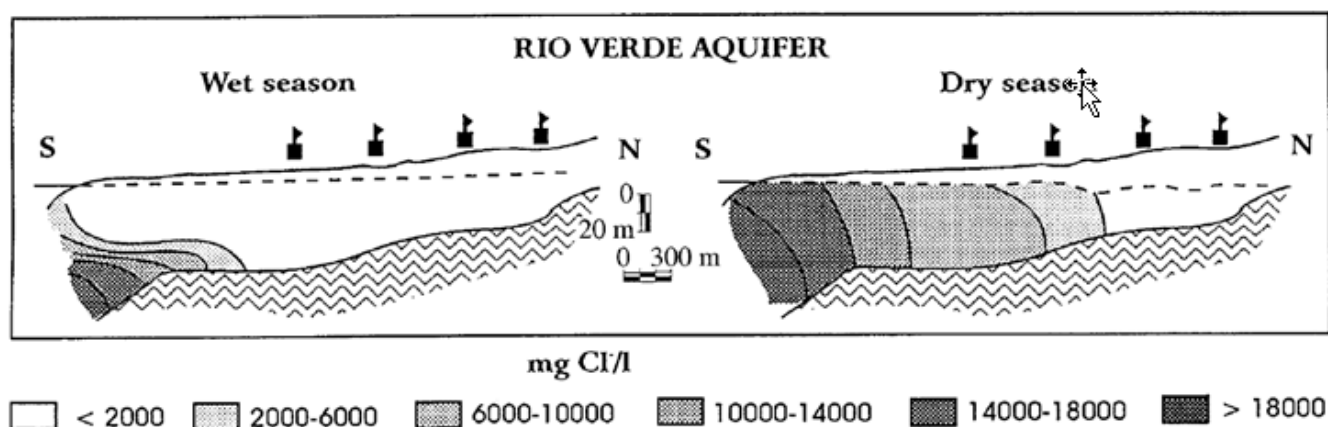


Figura 3.5.4.20 Variación de la intrusión marina entre la estación húmeda (con infiltración de agua en el cauce del río Verde) y la seca (Calvache y Pulido–Bosch, 1997)

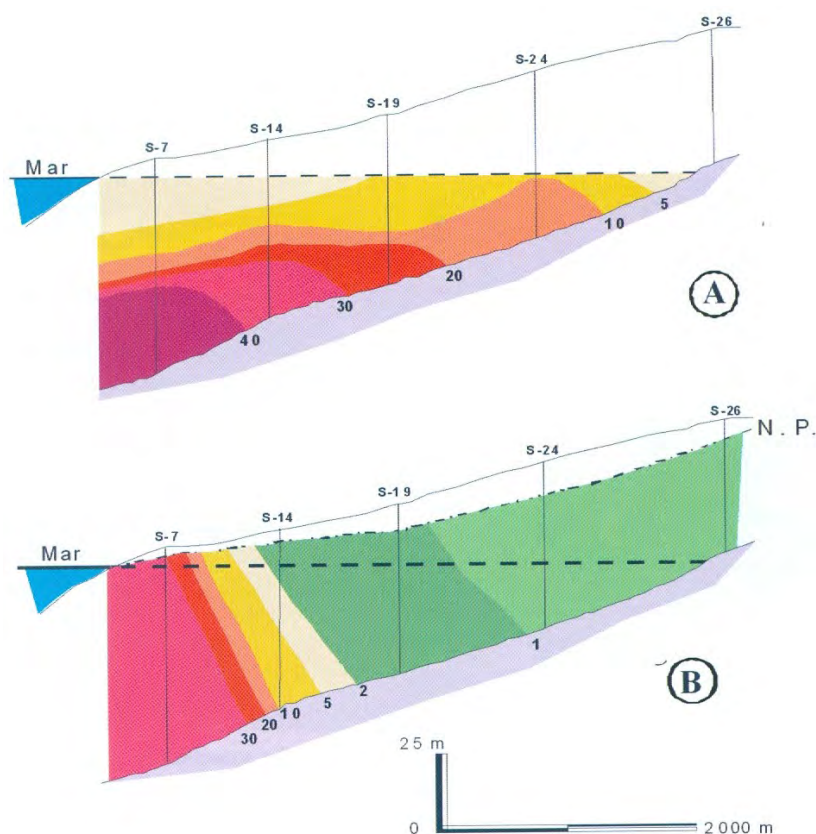


Figura 3.5.4.21 Isovalores de conductividad eléctrica del agua subterránea en (A) agosto de 1995 y (B) febrero de 1996 (Benavente, 2007)

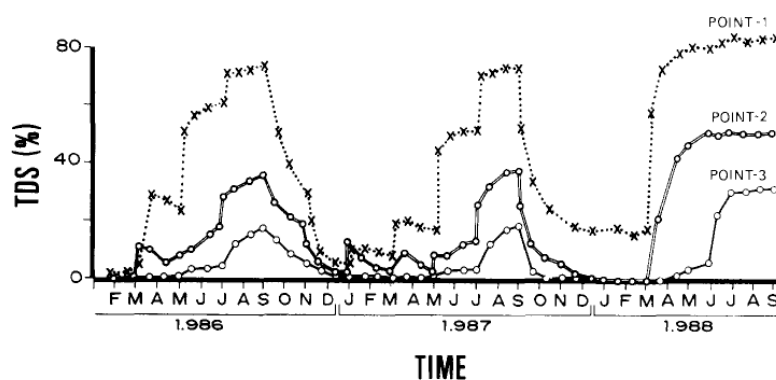


Figura 3.5.4.22 Evolución temporal de la salinidad en diversos pozos de observación en el acuífero del río Verde próximos a la costa (Calvache, 1991)

Se ha estudiado el comportamiento estival por modelación numérica (Calvache, 1989; 1991; Calvache y Pulido-Bosch, 1989a; 1989b; 1990; 1991; 1992), utilizando el código MODFLOW para una capa y fluido homogéneo y el MOCDENSE para densidad variable. Dado que el almacenamiento en el acuífero es pequeño, la recarga a lo largo de un año tiene un importante papel en el comportamiento anual de la intrusión

marina. Se ha estudiado el efecto de la alteración del régimen de caudal del río cuando se mantiene más tiempo el caudal circulante por el tramo fluvial de recarga al acuífero mediante la regulación superficial agua arriba. Para caudal continuo las condiciones empeoran, al producirse mayores descensos estivales (Figura 3.5.4.23). Para evitarlo se requiere recarga artificial (Calvache y Pulido-Bosch, 1996b).

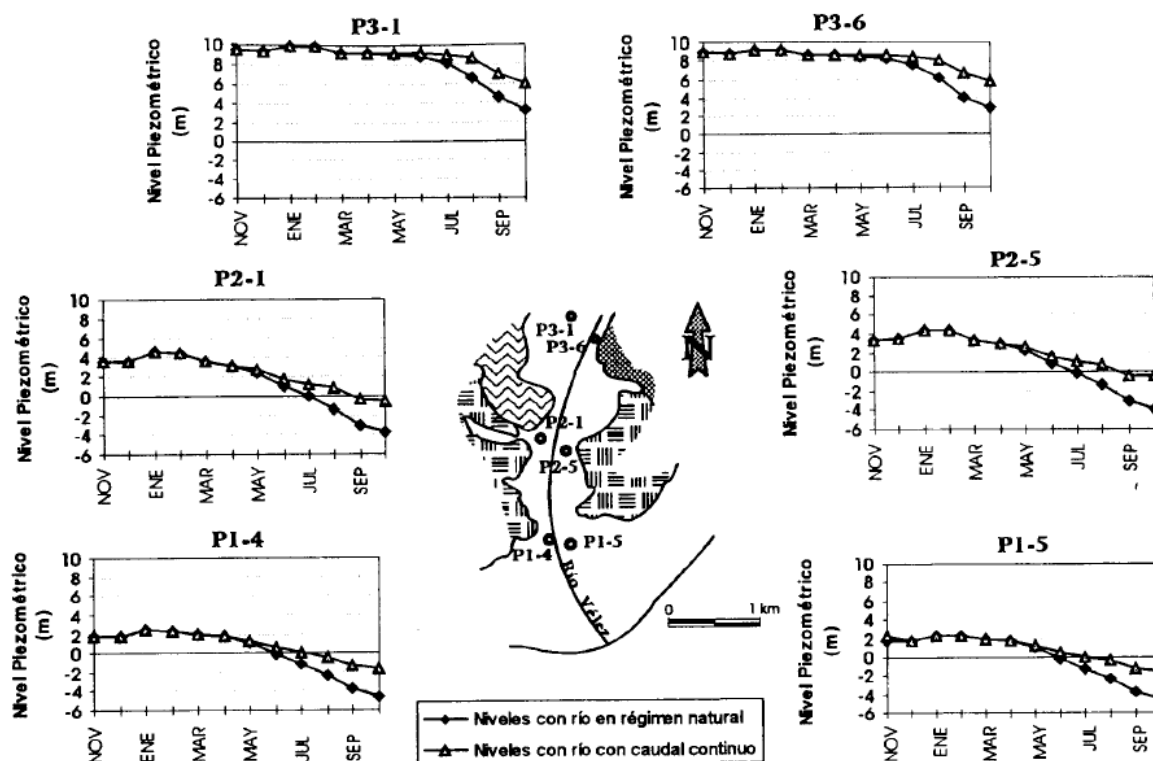
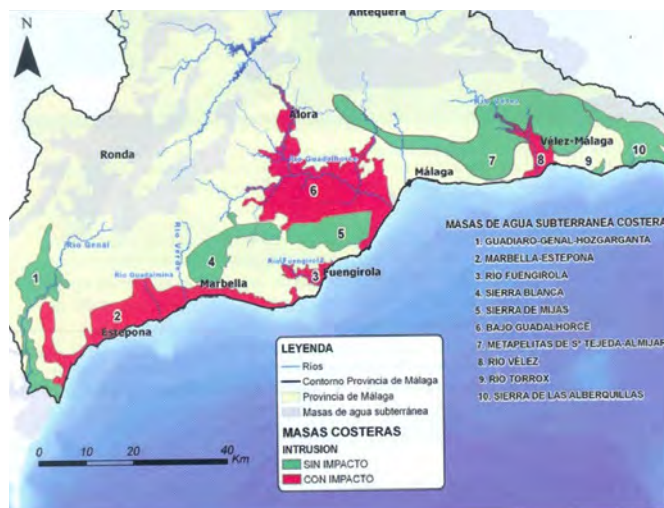


Figura 3.5.4.23 Resultados simulados de niveles piezométricos en varios lugares del acuífero del río Verde según que el régimen de caudales del río sean los naturales o se transformen en continuos mediante regulación de aguas superficiales aguas arriba (Calvache et al., 1996b)

En la Figura 3.5.4.24 se señalan las masas de agua subterránea (MASb) de la provincia de Málaga en las que hay indicios de intrusión marina, según datos de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas.

Figura 3.5.4.24 Masas de agua subterránea de la provincia de Málaga en las que hay indicios de intrusión marina, según datos de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (Carrasco et al., 2012)



El aluvial del río Vélez es un depósito aluvial entre formaciones impermeables, con un espesor de hasta 80 m (Martínez et al., 2009), con una extensión de 20 km² y una cuenca de 610 km² (Lentini et al., 2009). Está bordeado por la Sierra de Almirajara. En el lado derecho están las poblaciones de Vélez Málaga y Torre del Mar y en el lado izquierdo Nerja. El espesor de sedimentos potencialmente permeables en la costa es de unos 40 m (Figura 3.5.4.25). El IGME estudió, entre otros aspectos, la situación de salinización por

intrusión marina mediante tomografía eléctrica contrastada con los datos de los perfiles litológicos de los sondeos (Martínez et al., 2009).

El estado del acuífero depende en gran manera de la recarga fluvial (Calvache y Pulido–Bosch, 1997; García–Aróstegui et al., 1999; 2001), aunque parece que el cambio del régimen de caudales tiene un efecto moderado sobre la recarga.

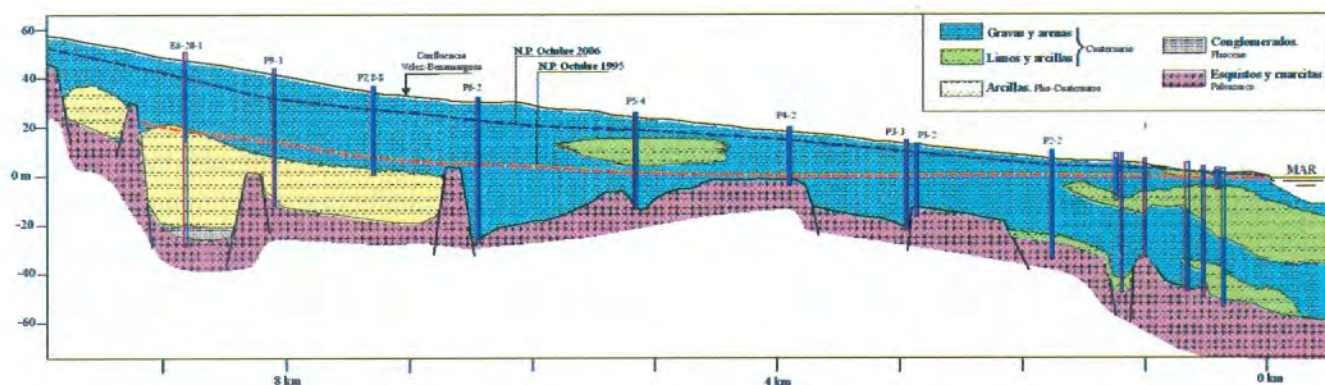


Figura 3.5.4.25 Corte hidrogeológico esquemático longitudinal del acuífero del río Vélez (García Aróstegui y Benavente Herrera, 2007)

En la franja costera existía una intrusión marina normal, que avanzaba notablemente en verano por el gran aumento de las extracciones y la escasa recarga, pero dicha intrusión retrocedía en invierno (Figura 3.5.4.26). La Figura 3.5.4.27 muestra los registros de conductividad eléctrica en un sondeo en el aluvial costero del río Vélez en la época de intensa explotación estival y la Figura 3.5.4.28 una sección perpendicular a la costa con la distribución de la salinidad (mg/L Cl) en época húmeda y en época seca, cuando no se disponía de otra fuente de abastecimiento de agua.

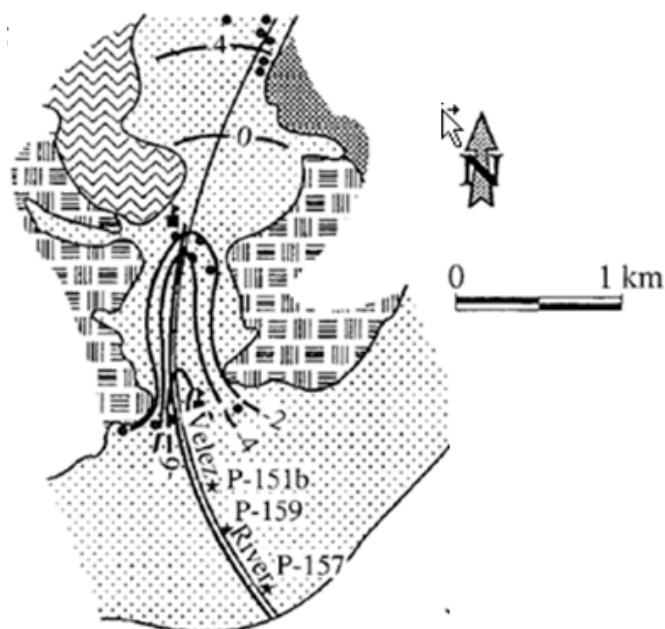


Figura 3.5.4.26 Acuífero del río Vélez y piezometría en octubre de 1985 (Calvache y Pulido-Bosch, 2007). Líneas onduladas: substrato metapelítico alpujárride; cuadrados rayados: substrato metapelítico maláguide; gris: limos y arcillas pliocenas; punteado: materiales detríticos

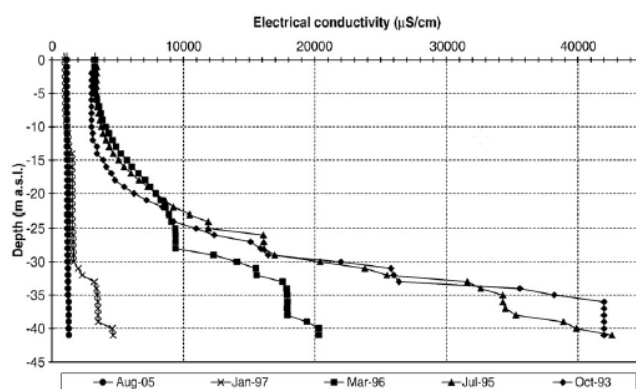


Figura 3.5.4.27 Registros de salinidad en un sondeo en el aluvial costero del río Vélez en la época de intensa explotación estival (Martínez et al., 2009)

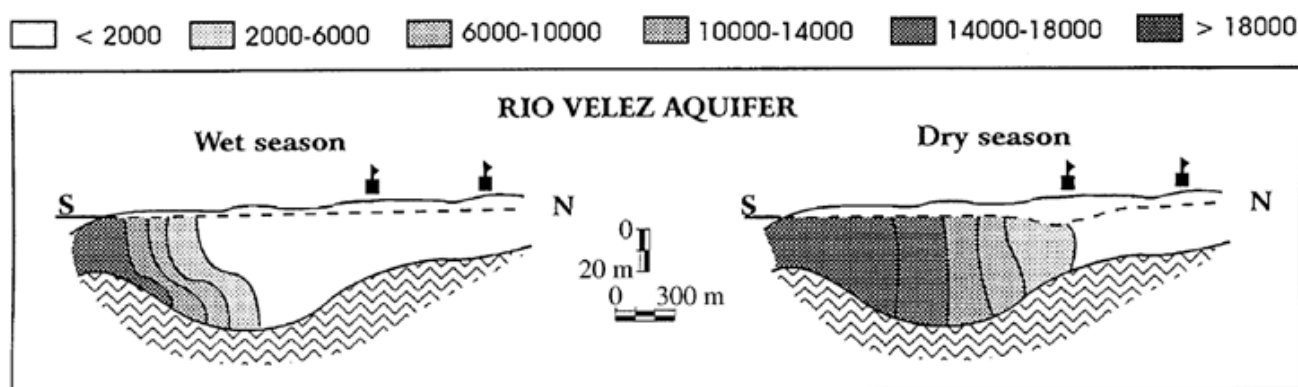


Figura 3.5.4.28 Sección perpendicular a la costa con la distribución de la salinidad (mg/L Cl) en época húmeda y en época seca en 1995, cuando no se disponía de otra fuente de abastecimiento de agua (Calvache y Pulido-Bosch, 1997)

En la Figura 3.5.4.29 se muestra la evolución temporal de los niveles piezométricos y de la salinidad, en diversos puntos a lo largo del acuífero. La situación de intensa explotación ya no existe desde 1996 (Figuras 3.5.4.30), pero puede reproducirse si se pone de nuevo

en explotación el acuífero. La explotación del acuífero costero permite regular los recursos de agua disponibles, pero requiere que se haga de forma controlada (García-Aróstegui et al, 2003; García-Aróstegui y Benavente, 2007).

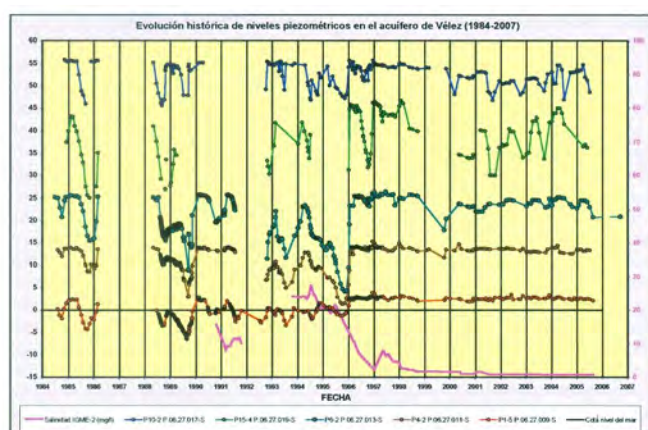


Figura 3.5.4.29 Evolución temporal de los niveles piezométricos en diversos puntos a lo largo del acuífero (escala en negro a la izquierda, en m respecto al nivel del mar) y de la salinidad del sondeo IGME-2, en g/L (escala en morado en el lado derecho) (García-Aróstegui y Benavente, 2007). El sondeo IGME-2 está ranurado en la parte inferior del acuífero y muestra la progresiva mejora a partir de 1996. Desde 1997, el nivel piezométrico de la parte inferior de acuífero en el área costera está de 0,5 a 1,5 m más alto que el de la parte superior y localmente puede ser surgente

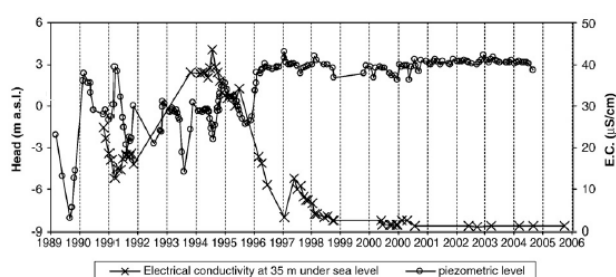


Figura 3.5.4.30 Evolución piezométrica y de la conductividad eléctrica (EC) en el acuífero costero del río Vélez (Martínez et al, 2009). A partir de 1997 la situación de intensa explotación estival cesó al disponer de otra fuente de abastecimiento

Se ha dispuesto de una buena red de puntos de observación del IGME, pero en los últimos años, tras su cesión a la administración del agua, no está operativa y se reduce a unos pocos puntos para de control de la concentración de cloruros y no específicamente de la intrusión marina.

Hacia el oeste se encuentran otros acuíferos similares al del río Vélez, aunque menores. Han tenido periodos de notable intrusión marina hasta que se ha dispuesto de una alternativa de abastecimiento de agua. Tienen interés como reservorio para regular los recursos de agua en el periodo de alta demanda de agua estival.

Al oeste de Málaga, el acuífero costero del **río Guadalhorce** (Figura 3.5.4.31), con 86 km², tiene un espesor de hasta 50 m en la costa. Está formado por paleo-canales (Carrasco et al., 2003; 2012; Luque-Espinar et al., 2003; IGME-DPM, 2007). Ha tenido intrusión

marina, como muestra la Figura 3.5.4.32 y se comenta en Nieto López et al. (2015). Se ha modelado (Padilla et al., 2008; Méndez Castro et al., 2003), teniendo en cuenta que la descarga por evapotranspiración freática es significativa.

Figura 3.5.4.31 Acuífero del río Guadalhorce y contexto geológico (Carrasco et al., 2003)

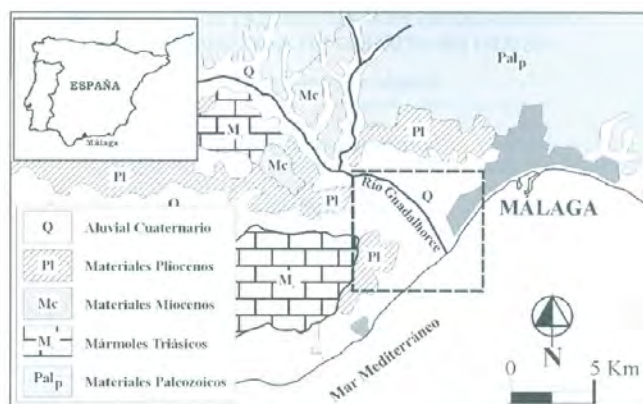
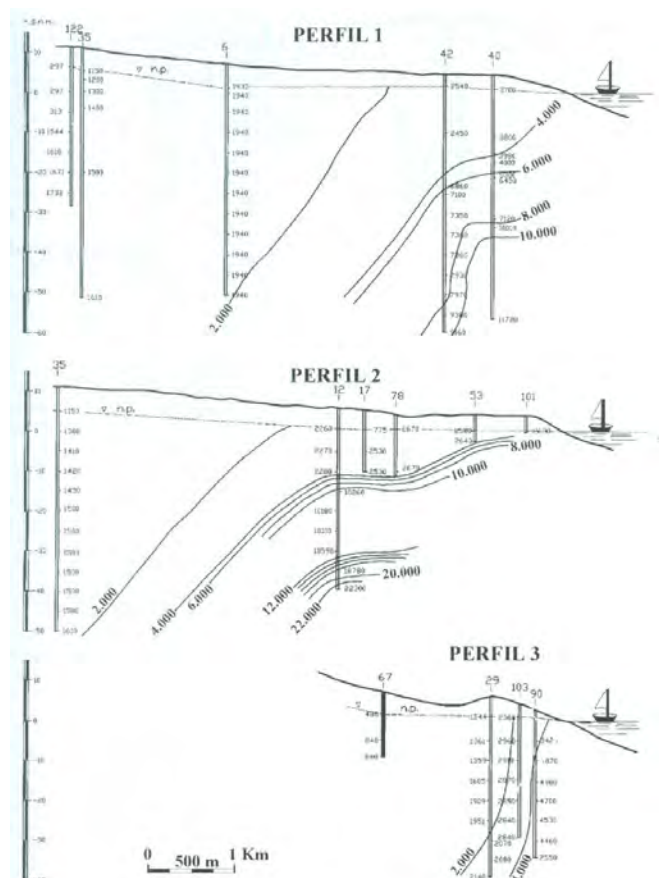


Figura 3.5.4.32 Perfiles de conductividad eléctrica en tres secciones perpendiculares a la costa en la margen izquierda (perfil 1) y derecha (perfiles 2 y 3) del río Guadalhorce, en junio de 1996 (Carrasco et al., 2003). Se tiene un exceso de extrapolación e interpolaciones arriesgadas, en especial en cuanto a la representatividad de los registros de la salinidad del agua de poros.



El acuífero costero del **río Fuengirola**, de 17 km², es un detrítico complejo con notables cambios laterales de facies. Está bordeado por la Sierra Blanca y la Sierra de Mijas. Consiste en formaciones pliocenas y principalmente aluviones cuaternarios en conexión con el río, que es perdedor en la parte alta y ganador en la parte baja. La explotación agrícola y para abastecimiento

creaba en 1999 un área deprimida por debajo del nivel del mar, que se recuperaba en la época húmeda. Se observó una salinización moderada estacional, según la red de observación que instaló y operó el IGME (López-Geta et al., 1988). En la Figura 3.5.4.33 se indica la variación estacional que se observó en 1999.

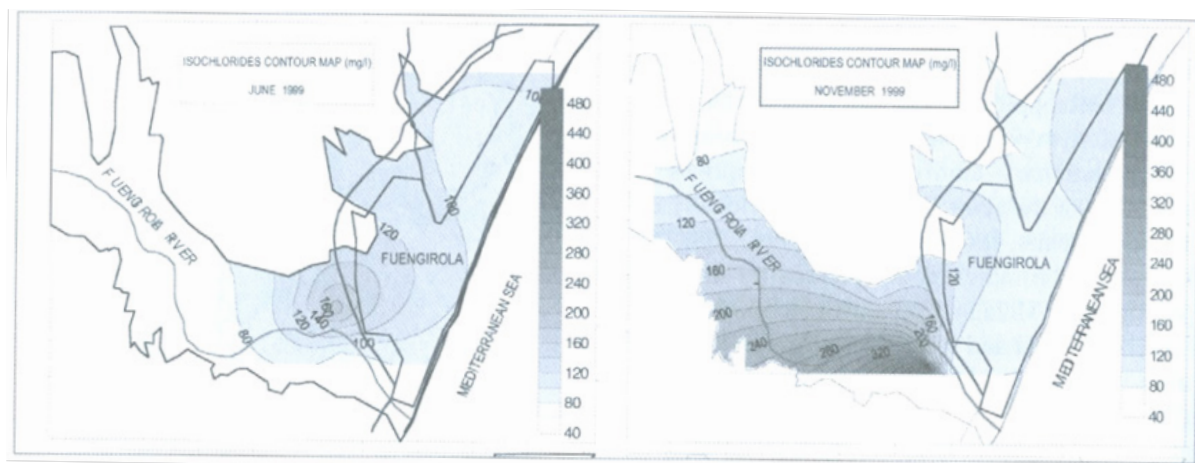


Figura 3.5.4.33 Variación estacional del contenido en cloruros en 1999 entre el final de la época de recarga y bajas extracciones de junio y el final estival sin casi recarga e intensas extracciones, según estudios realizados por el IGME (Gómez-Gómez et al., 2003)

En el tramo de costa entre **Torremolinos, Marbella y Estepona** existen varios acuíferos. El de Torremolinos posiblemente se recarga a partir de la Sierra de Mijas. Uno de los considerados en los estudios del Proyecto COST (Tulipano et al., 2003) es el de Calahonda, en la porción central. Han tenido problemas de intrusión

marina (Jaén Peral et al., 2003; Lupiani, 2007). En invierno recuperan la buena calidad en cuanto a salinidad. Las puntas de salinización se han resuelto con la traída de agua del embalse de La Concepción, en el río Verde (Málaga) (Argamasilla Ruiz y Andreo Navarro, 2013; 2015).

3.5.5 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

M^a Luisa Calvache, Profesor de Hidrogeología de la Universidad de Granada
Patricia Domínguez Prats. Jefe Unidad Territorial del IGME en Almería

Antonio Pulido Bosch ha aportado una muy numerosa documentación en forma de artículos publicados.

3.5.6 Referencias sobre los acuíferos costeros mediterráneos andaluces

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

- [AC] Andrés Cuadrado. Presidente Junta Central Acuífero Sierra de Gádor
- [FJMR] Francisco Javier Martínez Rodríguez. Diputación Provincial de Almería
- [JMAB] José Miguel Alonso Blanco. Asesor Junta Central Acuífero Sierra Gádor
- [JR] Juan Rea. Profesor Universidad de Almería
- [PDP] Patricia Domínguez Prats. Jefe Unidad Territorial del IGME en Almería

- Alcalá, F.J., Custodio, E., Contreras, S., Araguás, L.J., Domingo, F., Pulido–Bosch, A., Vallejos, A. (2007). Influencia de la aridez climática, la altitud y distancia al mar sobre el contenido en cloruro y en delta O^{18} del agua de recarga y del agua subterránea en macizos carbonatados costeros del SE peninsular español. Caso de Sierra de Gádor. III TIAC, Almería. SHAS. I: 871–886.
- Andreo, B.; Vías, J.; Durán, J.J.; Jiménez, P.; López–Geta, J.A.; Carrasco, F. (2008). Methodology for groundwater recharge assessment in carbonate aquifers: application to pilot sites in southern Spain. *Hydrogeology Journal*, 16: 911–925.
- Antonsson, A.; Engesgaard, P.; Jorreto, S.; Pulido–Bosch, A. (2007). A modeling study of saltwater intrusion in the Andarax delta area using multiple data source. III TIAC, Almería: SHAS. I: 381–388.
- Argamasilla, M., Andreo Navarro, B. (2013). Caracterización hidrogeoquímica preliminar de los acuíferos costeros de Marbella–Estepona. X SH, Granada 2013. HRH: 115–124.
- Argamasilla Ruíz, M., Andreo Navarro, B. (2015). Estudio comparativo de la calidad del agua de los acuíferos detríticos costeros de Marbella–Estepona (provincia de Málaga) durante los años hidrológicos 2012/2013–2013/2014. Aproximación hidroquímica e isotópica. IX SIAGA, Málaga: 183–192.
- Barragán, G. (2009). Hidrogeología y hidrogeoquímica de los acuíferos del Bajo Almanzora. Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Benavente, J. (1985). Las aguas subterráneas de la Costa del Sol de Granada. Universidad de Granada: 1–336.
- Benavente, J. (1987). Consecuencias de la sobreexplotación en el acuífero costero de la Rambla de Gualchos (Granada). HRH, XI: 685–697.
- Benavente, J. (2007). Los acuíferos del valle de Almuñécar (Granada): patrimonio hidráulico y desarrollo económico vinculados a la explotación de las aguas subterráneas. III TIAC, Almería. II: 53–70.
- Benavente, J., Calvache, A. (1981). Aspectos hidrogeológicos de algunos acuíferos detríticos costeros en la provincia de Granada. *El Agua Andalucía*, II, Granada: 731–753.
- Benavente, J., Calvache, A., Fernández Rubio, R., Pulido Bosch (1981). Calidad de las aguas subterráneas en los acuíferos detríticos costeros de la provincia de Granada. En: *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España*, Barcelona. AIH–GE. CIHS: 553–564.
- Benavente, J., Fernández Rubio, R. (1983a). Hidrogeología del acuífero de la Vega de Almuñécar (Granada). *Boletín Geológico y Minero*, 98: 208–219.
- Benavente, J., Fernández–Rubio, R., Fernández San Miguel, M., Pulido Bosch, A., Sánchez–Fresneda, V. (1983b). *Características físico–químicas de las aguas subterráneas de los Llanos de Carchuna (Granada)*. III SH, Madrid. HRH, VIII: 253–262.
- Benavente, J., Fernández Rubio, R., Jalón, M. (1984). Intrusión marina en el acuífero costero del río Verde (Granada). I Congreso Español de Geología, 4: 75–86.
- Benavente, J., Calvache, M.L. (1988). Estimación de la permeabilidad en el acuífero costero de Almuñécar. I TIAC, Almuñécar. ITGE, Madrid: 385–394.
- Benavente, J., Fernández–Rubio, R., Almécija, C. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del sector oriental de la costa de Granada. I TIAC, Almuñécar. ITGE, Madrid, II: 171–208.

Benavente, J., Rodríguez Rodríguez, M., Hidalgo Estévez, M^a.C., Hermans, A., El Amrani Paaza, N. (2003). Modelos de funcionamiento hidrogeológico del humedal litoral protegido Las Albuferas del Adra (Almería, España). II TIAC, Alicante, I: 59–66.

Burillo Panivino, J.M., Durán Valsero, J.J., Peinado Parra, t. 1998. Intrusión marina en los acuíferos kásticos costeros: aplicación al litotal español. I TIAC, Almuñécar, III: 635–643.

Calvache, M.L. (1989). Simulación del contacto agua dulce–agua salada en el acuífero del río Verde (Almuñécar, Granada). Tesis de Licenciatura. Universidad de Granada: 1–120.

Calvache, M.L. (1991). Simulación matemática del contacto agua dulce–agua salada en algunos acuíferos de la Costa del Sol. Tesis Doctoral, Universidad de Granada: 1–317.

Calvache, M.L. (2002). Acuíferos detríticos de la costa de Granada. En: Aportaciones al conocimiento de los acuíferos andaluces. Libro homenaje a Manuel del Valle Cardenete (J.C. Rubio Campos y J.A. López Geta, eds). Instituto Geológico y Minero de España, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Instituto del Agua de Andalucía y Diputación Provincial de Granada: 425–444.

Calvache, M.L., Benavente, J. (1988). Nuevos datos sobre la geometría del acuífero costero de Almuñécar (Granada). Aportación al conocimiento de la porosidad eficaz y de las reservas. I TIAC, Almuñécar: 375–384.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1989a). Estado de la sobreexplotación estacional mediante un modelo de flujo en el acuífero del río Verde (Almuñécar, Granada). La Sobreexplotación de Acuíferos. Almería. Temas Geol. Min., 10: 21–34.

Calvache, M.L., Pulido Bosch, A. (1989b). Simulación de los efectos de una recarga en el acuífero del río Verde. La Sobreexplotación de Acuíferos, Almería. Temas Geológico–Mineros, 10(I): 193–205.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1990). Simulación matemática del flujo subterráneo en el acuífero del río Verde (Almuñécar, Granada). Estudios Geológicos, 46: 301–316.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1991). Saltwater intrusion into a small coastal aquifer (Río Verde, Almuñécar, southern Spain). Journal of Hydrology, 129: 195–213.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1992). The influence on the salt–water intrusion process of a karstified massif in a detrital system. 12th SWIM, Barcelona: 475–488.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1994). Modelling the effects of salt water intrusion dynamics for coastal karstified block connected to a detrital aquifer. Ground Water, 32(5): 767–777.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1996a). Processus d'extrusion–intrusion marine dans des aquifères côtiers du Sud de l'Espagne. C.R. Acad. Sci. Paris, Ser IIa, 323: 673–679.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1996b). Modelización de medidas de corrección de la intrusión marina en los acuíferos de río Vélez, río Verde y Castell de Ferro (provincias de Málaga y Granada). Estudios Geológicos, 52: 269–277.

Calvache, M.L., Pulido Bosch, A. (1996c). Condicionantes sobre la intrusión marina en acuíferos detríticos: ejemplos de la costa sur mediterránea. IV SIAGA, Almería, II: 239–248.

Calvache, M.L., Pulido–Bosch, A. (1997). Effects of geology and human activity on the dynamics of salt–water intrusion in three coastal aquifers in southern Spain. Environmental Geology, 30(3/4): 215–223.

- Calvache, M.L., Rubio, J.C., López–Chicano, M., González–Ramón, A., Ibáñez, S., Martín–Rosales, W., Soler, R., Díaz–Losada, E., Peinado Parra, T. (2003). Estado actual del acuífero costero de Motril–Salobreña previo a la puesta en funcionamiento de la presa de Rules (Granada, España). II TIAC, Alicante, I: 77–86.
- Calvache, M.L., Cerón, J.C., Rubio, J.C., Martín–Rosales, W., López–Chicano, M., González–Ramón, A., Ibáñez, S., Duque, C. (2004). Caracterización de las relaciones río–acuífero en el sistema Motril–Salobreña (Granada). VIII SH, Zaragoza. HRH: 433–442.
- Calvache, M.L., Martín–Rosales, W., López–Chicano, M., Rubio–Campos, J.C., González–Ramón, A., Duque, C., Cerón, J.C. (2006). Repercusión de la presa de Rules sobre el acuífero detrítico costero Motril–Salobreña (Granada). En: IGME, SHAS 17. II.
- Calvache, M.L., Martín–Rosales, W., Duque, C., López–Chicano, M., Rubio, J.C., González–Ramón, A. (2007). Aguas subterráneas y acción antrópica en zonas costeras semiáridas: el acuífero Motril–Salobreña. III TIAC, Almería. II: 73–92.
- Calvache, M.L.; Ibáñez, P.; Duque, C.; López–Chicano, M.; Martín–Rosales, W.; González–Ramón, A.; Rubio, J.C. (2009). Numerical modelling of the potential effects of a dam on a coastal aquifer in S. Spain. *Hydrological Processes*, 23: 1268–1281.
- Calvache M. L., Duque, C., Gómez-Fontalva, J.M., Crespo, F. (2011). Processes affecting groundwater temperature patterns in the Motril-Salobreña Aquifer (SE Spain). *Inter. J. Environ. Sci. and Technology*, 8 (2): 223-236.
- Calvache, Sánchez-Úbeda, Duque, et al. (2016) Evaluation of analytical methods to study aquifer properties with pumping tests in coastal aquifers with numerical modelling (Motril-Salobreña Aquifer). *Water Resour. Manag.* 30(2): 559–575.
- Carrasco, A. (1988). Hidrogeología del Campo de Níjar y acuíferos “marginales” (Almería). En: *Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros (TIAC’88)*. Almuñécar. Pág. 1–36.
- Carrasco, A.; Martín Zúñiga, G. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del valle del Andarax (Almería). I TIAC, Almuñécar, II: 37–67.
- Carrasco, F.; Andreo, B.; Vadillo, I. (2003). Consideraciones hidrogeológicas sobre el sector costero del acuífero del Bajo Guadalhorce (Málaga, España). II TIAC, Alicante, I: 67–76.
- Carrasco, F., Andreo, B., Benavente, J., Vadillo, I., Jiménez, P., Urresti, B., Argamasilla, M. (2012). Acuíferos costeros de Málaga. Demarcación mediterránea andaluza. IV TIAC, Alicante, II: 117–132.
- Castillo, E. (1975). Hidrogeología de la Vega de Motril-Salobreña y sus bordes. Tesis de Licenciatura. Universidad de Granada: 1–184.
- CMAOT (2015). Propuesta de Plan Hidrológico 2015/2021. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- Contreras López, S. (2006). Distribución espacial del balance hídrico anual en regiones montañosas semiáridas. Aplicación en Sierra de Gádor (Almería). Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Daniele, L. (2007). Aplicación de sistemas de información geográfica al estudio de acuíferos complejos. Caso del Campo de Dalías. Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Daniele, L., Pulido–Bosch, A., Vallejos, A., Molina, L. (2008). Geostatistical analysis to identify hydrogeochemical processes in complex aquifers: a case study (Aguadulce unit, Almeria, SE Spain), *Ambio*, 37(4): 249–253.

Daniele, L., Vallejos, A., Sola, F., Corbellá, M., Pulido-Boch, A. (2011). Hydrogeochemical processes in the vicinity of a desalination plant (Cabo de Gata, SE Spain). *Desalination*, 277: 338–347.

De la Torre Martínez, B., López Chicano, M., Calvache Quesada, M.L., Sánchez Úbeda, J.P., Duque Calvache, C., Gómez Fontalva, J.M. (2013). Caracterización hidroquímica del acuífero costero Motril–Salobreña (Granada) y su evolución en la primera década del siglo XXI mediante métodos estadísticos. SH, Granada 2013. HRH: 347–356.

Díaz Puga, M.A. (2016). Caracterización hidrogeológica e hidrogeoquímica del extremo occidental de la Sierra de Gádor y acuíferos cercanos. Tesis doctoral. Universidad de Almería.

Díaz-Puga, M.A., Vallejos, A., Daniele, L., Molina, L., Pulido-Bosch, A. (2016). Groundwater flow and residence time in a karst aquifer using ion and isotope characterization. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 13:2579–2596.

Domínguez Prats, P. (2000). Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en sistemas carbonatados de estructura compleja: aplicación al Acuífero inferior Noreste (AIN) del Campo de Dalías (Almería). Tesis doctoral. ETSICCP–UPC. Barcelona.

Domínguez, P. (2013). Avance en el conocimiento de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías, mediante los trabajos de la fase inicial del Programa de investigaciones de apoyo a su protección regeneración. In: Fundación Cajamar. VI Seminario Técnico Agronómico Sostenibilidad de la Agricultura Intensiva en Almería. Fundación Cajamar – COEXPHAL, Almería: 1–47. <http://www.fundacioncajamar.es/es/comun/transferencia/seminarios/ano-2013/2013-04-25.html>

Dominguez Prats, P. (2015). Conocimiento de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías y su relación con la gestión. Jornada Técnica de Transferencia: Situación Actual y Gestión de los Acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Cajamar – JCUAPA. 27 de Mayo, 2015, Almería (presentación ppt).

Domínguez, P.; González, A. (1987). Intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). En: IV Simposio de Hidrogeología, Palma de Mallorca, XII: 101–115.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A. (1988). Síntesis hidrogeológica del Campo de Dalías y su entorno. In: TIAC'88. IGME–ETSMIN, Granada, 2: 96–114.

Domínguez, P., Custodio, E. 1992. Sea water intrusion in the lower north–eastern aquifer of the “Campo de Dalías” (Almería, Southeastern Spain): preliminary study of monitoring data. 12th SWIM, Barcelona: 631–659.

Domínguez, P., Custodio, E. 1994. Aplicación de técnicas de isótopos ambientales estables del agua como apoyo al estudio de los acuíferos del Sector Noreste del Campo de Dalías (Almería), afectados por intrusión marina. En: Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Alcalá de Henares. AIH–GE. I: 73–89.

Domínguez, P., González–Asensio, A. (1995). Situación de los acuíferos del Campo de Dalías (Almería) en relación con su declaración de sobreexplotación. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*. Madrid–Sevilla, XXI: 455–474.

Domínguez, P., Custodio, E. (2001a). Seawater intrusion in the NE of the Campo de Dalías carbonate aquifer, Almería, SE Spain. SWIM, Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 39–46.

Domínguez, P., Custodio, E. (2001b). Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en acuíferos carbonatados de estructura compleja: aplicación al acuífero inferior noreste del Campo de Dalías (Almería). VII SH–Murcia. HRH, XXIV: 163–173.

Domínguez, J.A., Franqueza, P.A., González, A. (2001a). El conocimiento de los acuíferos del Campo de Dalías y su implicación en la gestión sostenible integral de los mismos. En: VII Simposio de Hidrogeología. Asociación Española de Hidrología Subterránea. Murcia.

Domínguez, J.A., González, A., Franqueza, P.A. (2001b). Situación actual de los acuíferos del Campo de Dalías. Un ejemplo de la necesidad de conocer el estado actualizado del funcionamiento en un sistema complejo intensamente explotado. *Revista Hidrogeología y Recursos Hidráulicos Madrid*, XXIII: 211–225.

Domínguez, J.A., González, A., Franqueza, P.A., Juárez, J. (2005). Avance en la actualización hidrogeológica general del sistema de Sierra de Gádor (Almería) destacando el subsistema meridional “Campo de Dalías”, en apoyo a su gestión. VI Simposio del Agua en Andalucía, Sevilla, 855–867.

Domínguez, J.A., Franqueza, P.A., González, A. (2007). El uso del conocimiento hidrogeológico contrastado para el diseño del plan de sostenibilidad de acuíferos: el caso de los acuíferos del S de Sierra de Gádor–Campo de Dalías (Almería, España). En: III TIAC, Almería, I: 939–945.

Domínguez, P., Franqueza, P.A. (2012). Acuíferos costeros de Almería. Demarcación Mediterránea Andaluza. IV TIAC, Alicante, II: 97–102.

Domínguez, J.A., Franqueza, P.A., González, A., Fernández, M.A. (2013). Acuíferos costeros del Campo de Dalías, datos del avance de su conocimiento por el IGME (destinado al asesoramiento) para un análisis científico sobre el interés y viabilidad de corregir sus tendencias negativas originadas por el uso. In: Antonio Fernández–Uria (Ed.), X Simposio de Hidrogeología. AEH–IGME, Granada. HRH XXX: 59–70.

Domínguez, J.A.; Franqueza, P.A., Fernández, M.A. (2014). Estado actual de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. In: Jornada Técnica: Los recursos hídricos en el Campo de Dalías. Presentaciones. Consejería de Agricultura Pesca y Desarrollo Rural, Almería: 11–31. <http://www.juntadeandalucia/agriculturaypesca/ifapa/servifapa/contenidoAlf?id=bd3ce29a-9111-4dda-89bd-b774ca4b872f>.

Domínguez, J.A., Franqueza, P.A., Fernández, M.A. (2015a). Conocimiento de los Acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías y su relación con la gestión. In: Jornada Técnica de Transferencia: Situación actual y gestión de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Fundación Cajamar. Almería: 1–18. <http://www.fundacioncajamar.es/es/comun/transferencia/jornadas-y-talleres/ano-2015/situacion-actual-y-gestion-de-los-acuiferos-del-sur-de-la-sierra-de-gador-campo-de-dalias/>

Domínguez, P., Franqueza, P.A., Fernández Jurado, M.A. (2015b). Propuesta preliminar de actividades prioritarias en apoyo de la regeneración–protección de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías. IX SIAGA, Málaga, II: 853–861.

Domínguez, P. (2016). Situación de los acuíferos de Almería: referencia a los acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Jornada Técnica Agroalimentaria: Almería Frente a los Retos del Agua. Fundación Cajamar, Almería.

Duque C. (2009). Influencia antrópica sobre la hidrogeología del acuífero Motril–Salobreña. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, Departamento de Geodinámica: 1–194.

Duque, C., Calvache, M.L., Rubio, J.C., López–Chicano, M.L., González–Ramón, A., Martín–Rosales, W., Cerón, J.C. (2005). Influencia de las litologías en los procesos de recarga del río Guadalfeo al acuífero de Motril–Salobreña. VI SIAGA, Sevilla: 343–355.

Duque, C., Calvache, M.L., Pedrera, A. (2007a). Combined time–domain electromagnetic soundings and gravimetry to determine marine intrusion in a detrital coastal aquifer (Southern Spain). *Journal of Hydrology*, 349: 536–547.

Duque, C., Calvache, M.L., López–Chicano, M.L., González–Ramón, A., Martín–Rosales, W., Rubio, J.C. (2007b). Estado de la intrusión marina en el acuífero Motril–Salobreña a partir de sondeos EMDT. III TIAC, Almería. I: 285–294.

Duque, C., Calvache, M.L., Pedrera, A., López-Chicano, M.L. (2007c). Cálculo de las reservas de un acuífero detrítico costero mediante gravimetría (acuífero Motril-Salobreña). III TIAC, Almería. I: 295–306.

Duque C., Calvache M.L., Pedrera A., Martín-Rosales W., López-Chicano M., (2008a). Combined time domain electromagnetic soundings and gravimetry to determine marine intrusion in a detrital coastal aquifer (Southern Spain). *J. Hydrol.*, 349 (3-4): 536-547.

Duque, C., Calvache, M.L., Pulido-Bosch, A., González Ramón, A., Rubio, J.C., Navarro, J.A., López-Chicano, M., Martín-Rosales, W. (2008). Evolution of the marine intrusion using geophysical methods after 25 years in the Motril-Salobreña aquifer (Southern Spain). En: *Proceedings of XX Salt Water Intrusion Meeting*, Naples, Florida, EEUU, 68–71.

Duque C, Calvache ML, Engesgaard P. (2010a). Investigating river-aquifer relations using water temperature in an anthropized environment (Motril-Salobreña aquifer). *J. Hydrol.*, 381(1–2): 121–133.

Duque, C., López-Chicano, M.L., Calvache, M.L., Pedrera, A., Galindo, J., Crespo, F., Gómez Fontalva, J. M. (2010b). First time delimitation of the saltwater freshwater interface shape applying geophysical methods and ground-water conductivity logs in Motril Salobreña Aquifer (South Spain). In: *21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM21)*, Azores, Portugal, June 21–26, 2010.

Duque, C., López Chicano, M., Calvache, M., Martín Rosales, W., Gómez Fontalva, J. M., Crespo, F., (2011). Re-charge sources and hydrogeological effects of irrigation and an influent river identified by stable isotopes in the Motril Salobreña aquifer (Southern Spain). *Hydrol. Proc.* 25 (14): 2261–2274.

Duque, C., Calvache, M.L., Pretel, R.M. (2012). Cambios de usos del suelo en el acuífero Motril-Salobreña e impacto sobre la recarga ¿un riesgo para el avance de la intrusión marina? IV TIAC, Alicante, I: 271–281.

El Amrani-Paaza, N., Benavente, J., Cruz-Sanjulián, J.J. (1995). Modélisation hydrogéochimique de l'aquifère de delta du río Adra (Andalousie, Espagne). *Hydrogéologie*, 3: 47–58.

España, S. (2012). Aplicación de SIG para la evaluación del Balance Hídrico en zonas semiáridas. El caso de la cuenca del río Almanzora. Tesis doctoral. Universidad de Almería.

Fernández Rubio, R. (1988). Almuñécar. Intrusión salina. Soluciones a un problema. En: *La Intrusión en España*. I TIAC, Almuñécar: 427–438.

Fernández Rubio, R., Jalón, M., Benavente, J., Fernández, S. (1986). Proceso de salinización-desalinización en el acuífero costero del río Verde (Almuñécar. Granada). II SIAGA, Granada, II: 303–314.

Fernández Rubio, R., Benavente, J., Chalons, C. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del sector occidental de la costa de Granada. I TIAC, Almuñécar: 239–267.

Fernández Rubio, R.; Jalón, M. (1988). Nuevos datos sobre el proceso: salinización-desalinización en el acuífero aluvial del río Verde (Almuñécar). I TIAC, Almuñécar: 413–426.

Frot, E., Van Wesemael, B., Vanderschrick, G., Souchez, R., Solé Benet, A., (2007). Origin and type of rainfall for re-charge of a kastic aquifer in the western Mediterranean: a case study from the Sierra de Gador-Campo de Dalías (southeast Spain). *Geio. Process.*, 21: 359–368.

García-Arostegui, J.L., Hidalgo-Estévez, M.C., Cruz-Sanjulián, J.J. (1999). Balance hídrico del acuífero del río Vélez (Málaga) en los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95. *Geogaceta*, 25: 79–81.

García-Arostegui, J.L., Heredia, J., Murillo, J.M., Rubio-Campos, J.C., González-Ramón, A., López-Geta, J.A. (2001). Primera aproximación mediante modelización al análisis de la influencia del embalse de Rules en el régimen hidrológico del acuífero de Motril-Salobreña (Granada). En: V SIAGA, Almería.

García-Arostegui, J.L., Cruz San Julián, J.J., Hidalgo Estévez, M^aC. (2003). Control de la intrusión marina y modelización del acuífero de Vélez (Málaga, España). II TIAC, Alicante, I: 261–270.

García-Arostegui, J.L., Benavente Herrera, J. (2007). Contribución de las aguas subterráneas al esquema de gestión integral de los recursos hídricos del Bajo Vélez (Málaga, España). III TIAC, Almería. II: 7–23.

García-Arostegui, J.L., Benavente, J. (2007). Procesos de intrusión-extrusión marina y propuestas de gestión integrada en acuíferos detríticos costeros mediterráneos: río Vélez (Málaga, España). Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 671–682.

García-García, J.P., Sánchez Caparrós, A., Castillo Pérez, E., Marín Carrillo, I.M., Padilla Benítez, A., Rosso Pérez, J.I. (2003). Hidrogeoquímica de las aguas subterráneas en la zona de Cabo de Gata (Almería, España). IV TIAC, Alicante, I: 413–422.

Geirnaert, W., Pulido Bosch, A., Castillo, E., Fernández-Rubio, R. (1981). Estudio de la geometría del acuífero detrítico de la vega de Motril-Salobreña mediante SEV. I SIAGA, Granada. I: 291–302.

Gisbert, J., Pulido-Bosch, A., Sánchez Martos, F., Pulido-Leboeuf, P., Vallejos, A. (2002a). Sistemas de control y seguimiento del contacto agua dulce-agua salada en el entorno de la desaladora de Almería. In: A. Pulido Bosch, A. Vallejos Izquierdo y P.A. Pulido Leboeuf, Los Acuíferos Costeros y las Desaladoras. Club del Agua Subterránea y Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Geología Ambiental: 185–194.

Gisbert, J., Pulido Bosch, A., Sánchez Martos, F., Vallejos, A., Pulido Leboeuf, P. (2002b). Diseño del sistema de control del contacto agua dulce-agua de mar en el delta del río Andarax (Almería). Resultados preliminares. XVI Jornadas Técnicas ASA: 73–87.

Gisbert, J., Vallejos, A., Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Pulido Leboeuf, P. (2002c). Control y seguimiento del contacto agua dulce-agua salada mediante testificación geofísica en el delta del río Andarax (Almería). 3^a Asamblea Hispano-Portuguesa de Geodesia y Geofísica, III: 1840–1844.

Gisbert, J., Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Jorreto, S., Sola, F. (2010). A conceptual model of the coastal aquifer of the Andarax Delta (SE Spain). XXXVIII IAH Congress, Groundwater Quality Sustainability: 2273–2275.

Gómez Gómez J.D., López-Geta, J.A., Garrido Schneider, E. (2003). The state of seawater intrusion in Spain. TIAC, II: 169–185.

González Asensio, A., Domínguez Prats, P., Franqueza Montes, P.A. (2003a). Sistema costero de Sierra de Gádor. Observaciones sobre su funcionamiento y relaciones con los ríos Adra y Andarax (Almería, España), y con el mar. IV TIAC, Alicante, I: 423–432.

González Asensio, A., Domínguez, P., Franqueza, P.A. (2003b). El conocimiento hidrogeológico en apoyo a la gestión sostenible de los acuíferos: el subsistema “Sur de Sierra de Gádor”-Campo de Dalías” (Almería). III Simposio de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, Tomo XXVII, AEH, Madrid, 443–452.

González-Ramón, A., Peinado-Parra, T., Calvache, M.L., Calvache, M.L., Rubio-Campos, J.C., López-Chicano, M., Martín-Rosales, W., Navarro, J.A. (2005). Evolución de niveles piezométricos en acuíferos deltaicos. Nuevas aportaciones al conocimiento hidrogeológico del acuífero Motril-Salobreña. In: VI Simposio del Agua en Andalucía, Sevilla: 355–364.

Goy, J.L., Zazo, C., Dabrio, J.C., Baena, J., Harvey, A.M., Silva, P.G., González, F., Lario, J. (1998). Sea level and climate change in the Cabo de Gata lagoon (Almería) during the last 6500 yr BP. INQUA. MBSS. Newsletter, 20: 11–18.

Goy, J.L., Zazo, C., Dabrio, J.C. (2003). A beach–ridge progradation complex reflecting periodical sea–level and climate variability during the Holocene (Gulf of Almería, Western Mediterranean). *Geomorphology*, 50: 251–268.

Guhl, F., Pulido–Leboeuf, P., Gisbert, J. (2003). Sur l'évolution de l'interface eau douce/eau salée des aquifères côtiers. Exemple du Bajo Andarax (Almería, Espagne). *II TIAC, Alicante*. I: 461–472.

Guhl, F., Pulido–Bosch, A., Pulido–Leboeuf, P., Gisbert, J., Sánchez–Martos, F., Vallejos, A. (2006). Geometry and dynamics of the freshwater–seawater interface in a coastal aquifer in south–eastern Spain. *Hydrological Science Journal*, 51(3): 543–555.

Harvey, A.M. (2002). The role of base–level changes in the dissection of alluvial fans: case studies from south–east Spain and Nevada. *Geomorphology*, 45: 67–87.

Harvey, A.M., Silva, P.G., Mather, A.E., Goy, J.L., Stokes, M., Zazo, C. (1999). The impact of Quaternary sea–level and climatic change on coastal alluvial fans in the Cabo de Gata ranges, southeast Spain. *Geomorphology*, 28: 1–22.

Heredia, J., Murillo, J.M., García–Aróstegui, J.L., Rubio, J.C., López–Geta, J.A. (2003). Influencia antrópica en un acuífero costero. Consideraciones sobre la gestión hídrica del acuífero de Motril–Salobreña (España). *Revista Latino–Americana de Hidrogeología*, 3: 73–83.

Hernández Puentes, P., Jiménez Espinosa, R. (2013). Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de la zona de falla de Palomares–Carboneras (Almería). *SH, Granada 2013*. HRH: 337–345.

Hidalgo, M.C., Benavente, J., Carrasco, F. (2001). Análisis de ensayos de bombeo en el acuífero costero de los ríos Verde y Seco (Granada). *Geogaceta*, 30: 59–62.

GME–DPM (2007). Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga. Instituto Geológico y Minero de España y Diputación Provincial de Málaga, 3 tomos: 1–704.

IGME (2011). Informe sobre las causas de aceleración del crecimiento de niveles del agua en la laguna de la Balsa del Sapo en el entorno de Las Norias (El Ejido, Almería). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 1–20.

IGME (2013). Conocimiento del estado actual de los acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Contribución a la Fase 1 del Programa de actividades de Apoyo al Plan de Ordenación de los Acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Instituto Geológico y Mienero de España. Madrid.

ITGE (1989). Síntesis hidrogeológica del Campo de Dalías (Almería). Propuesta de primeras actuaciones de investigación y gestión. ITGE, Madrid: 1–163.

ITGE (1995). Situación de los acuíferos del Campo de Dalías (Almería) en relación con su declaración de sobreexplotación. Publicado en: VI Simposio de Hidrogeología. Sevilla: 443–467.

ITGE (1998). Atlas hidrogelógico de Andalucía. Instituto Tecnológico GeoMinero de España–Consejería de Obras Públicas y Transporte. Junta de Andalucía: 1–216 (A·3 + mapa).

Jaén Peral, M., Islán García, A., Lupiani Moreno, E., Riera Molina, S. (2003). Explotación sostenible de un acuífero aluvial muy vulnerable a la contaminación marina (Marbella, Málaga, España). *II TIAC, Alicante*, I: 623–630.

- Jiménez-Sánchez, J., Rubio-Campos, J.C. (2012). Acuíferos costeros de Granada. Demarcación Mediterránea Andaluza. IV TIAC, Alicante, II: 103–116.
- Jorreto, S. (2006). Control de la intrusión marina en el delta del río Andarax. En: A. Pulido-Bosch y L. Molina Sánchez, El agua y el Medio: 331–340.
- Jorreto, S., Pulido-Bosch, A., Gisbert, J., *Sánchez Martos, F. (2005)*. Las diagráfias y la caracterización de la influencia de los bombeos de agua de mar sobre el acuífero del delta del Andarax (Almería). VI SIAGA, Sevilla: 439–449.
- Jorreto, S., Pulido-Bosch, A., Gisbert, J., Sánchez-Martos, F. (2006). Análisis de la evolución de la interfase en el delta del río Andarax mediante testificación geofísica. En: Las Aguas Subterráneas en los Países Mediterráneos. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas 17, IGME, Madrid: 321–328.
- Jorreto, S., Pulido-Bosch, A., Sánchez-Martos, F., Engersgaard, P., Francés, I., Gisbert, J. (2007a). Dinámica del contacto agua dulce-agua salada en acuíferos costeros sometidos a explotación intensiva de agua salada. III TIAC, Almería. I: 989–996.
- Jorreto, S., *Sánchez Martos, F.*, Pulido Bosch, A. (2007b). Desalación y sostenibilidad de acuíferos costeros. El caso del delta del río Andarax. Boletín Geológico y Minero, 118: 695–708.
- Jorreto, S., Pulido Bosch, A., Gisbert, J., Sánchez-Martos, F., Francés, I. (2009). The fresh water-seawater contact in coastal aquifers supporting intensive pumped seawater extractions: a case study. *Comptes Rendus Geoscience*, 341: 993–2002.
- Kuras O., Meldrum, P., Ogilvy, R.D., Gisbert, J., Jorreto, S., Sánchez-Martos, F. (2005). Imaging seawater intrusion in coastal aquifers with electrical resistivity tomography: initial results from the Lower Andarax Delta, SE Spain. In: 11th Annual Meeting EAGE-Environmental & Engineering Geophysics. Palermo.
- Lentini, A., Kohfahl, C., Benavente, J., García-Aróstegui, J.L., Vadillo, I., Meyer, H., Pekdeger, A. (2009). The impact of hydrological conditions on salinisation and nitrate concentration in the coastal Velez River aquifer (southern Spain). *Environ. Geol.* DOI 10.1007/s00254-008-1677-2.
- López-Chicano, M., Calvache, M.L., Martín-Rosales, W., Duque, C., González Ramón, A., Rubio, J.C., Cerón, J.C. (2007). Evolución espacial y temporal del contenido en isótopos estables del acuífero Motril-Salobreña. III TIAC, Almería. I: 645–654.
- López-Geta, J.A., Parra, J.L., Rivera, A. 1988. Acuífero costero de Fuengirola (Málaga). I TIAC, Almuñécar, II: 317–335.
- Lupiani, E. (2007). Marbella-Estepona (M.A.S.060-040). Atlas hidrogeológico de la Provincia de Málaga. Diputación de Málaga-IGME: 155–160.
- Luque Espinar, J.A.; Marín Lechado, C.; López Geta, J.A.; Rubio Campos, J.C. (2003). Situación actual de la intrusión en los acuíferos detríticos costeros de Málaga (España). II TIAC, Alicante, I: 713–722.
- Luque-Espinar, J.A.; González-Ramón, A.; Martín-Montañés, C. (2007). Los acuíferos del sector de Albuñol y Carchuna-Calahonda. III TIAC, Almería. II: 95–114.
- Marín Marín, A., López Rodríguez, J.L., Sánchez Guzman, J., Klopff, W. (2003). Sondeo profundo de investigación y seguimiento de la intrusión marina, en el área de El Viso, del acuífero inferior noreste del Campo de Dalías. Cañuelo 1200 (Almería, España). II TIAC, Alicante, I: 489–498.

- Marín, C., Galindo-Zaldivar, J., Rodríguez-Fernández, L.R.; Serrano, I. Pedrera, A. (2005). Active faults, seismicity and stresses in an internal boundary of a tectonic arc (Campo de Dalías and Níjar, southeastern Betic Cordilleras, Spain). *Tectonophysics*, 396: 81–96.
- Martín Rosales, W. (1997). Efectos de los diques de retención en el borde meridional de la Sierra de Gádor (Almería). Tesis Doctoral. Universidad de Granada: 1–266.
- Martín Rosales, W., González Ramón, A., Dique, C., Rubio Campos, J.C., Calvache, M.L., López Chicano, M., Navarro-García, J.A. (2007). Repercusión del embalse de Rules en la evolución del nivel piezométrico en el acuífero de Motril-Salobreña. III TIAC, Almería. I: 903–912.
- Martín Rosales, W., Duque, C., López-Chicano, M., Calvache, M.L., González-Ramón, A., Rubio-Campos, J.C. (2008). Modificaciones recientes del régimen hidrológico en el río Guadalfeo (Granada). En: López-Geta, J.A., Rubio, J.C., Martín-Machuca, M. (Eds.). VII Simposio del Agua en Andalucía. IGME, 149–158.
- Martínez, J., Benavente, J., García-Aróstegui, J.L., Hidalgo, M.C., Rey, J. (2009). Contribution of electrical resistivity tomography to the study of detrital aquifers affected by seawater intrusion-extrusion effects: The river Vélez delta (Vélez-Málaga, southern Spain). *Engineering Geology*, 108: 161–168.
- MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9ca-2010>
- Méndez Castro, A., Padilla Benítez, F., Rodríguez Arribas, J.A., Fernández Gutiérrez del Álamo, R., Juncosa Rivera, R. (2003). Modelo numerico para la hidrología subterránea y superficial del alluvial costero del Bajo Guadalhorce – Málaga, España. II TIAC. I: 213–223.
- Molina Sánchez, L. (1998). Hidroquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). Tesis Doctoral. Universidad de Granada: 1–340.
- Molina, J.M., Díaz, J.A., Rosillo, J.A. (1988). Datos referentes a la explotación del acuífero detrítico del río Verde. Almuñécar (Granada). I TIAC, Almuñécar: 395–412.
- Molina, L., Pulido Bosch, A., Vallejos, A. (1999). Seawater intrusion processes in a complex hydrogeological system (Campo de Dalías, Almeria, SE Spain). In: *Hydrogeology and Land Use Management*, XIX Congress IAH: 213–219.
- Molina, L., Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Vallejos, A. (2001). Consideraciones sobre el boro en las aguas subterráneas del Campo de Dalías (Almería). *Geogaceta*, 29: 79–82.
- Molina, L., Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Vallejos, A. (2003a). Origin of boron from a complex aquifer in southeast of Spain. *Environmental Geology*, 44: 301–307.
- Molina, L., Vallejos, A., Pulido Bosch, A., Sánchez Martos, F. (2003b). *Registros de conductividad y temperatura y flujos preferenciales en el Campo de Dalías (Almería)*. *Geogaceta*, 33: 103–106.
- Morell, I., Pulido-Bosch, A., Sánchez, M.F., Vallejos, A., Daniele, A., Molina, L., Calaforra, J.M., Francesc Roig, A., Renau, A. (2008). Characterization of the salinisation processes in aquifers using boron isotopes; application to South-Eastern Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 187: 65–80.
- Navarrete López-Cózar, F. (1992). Contribución al conocimiento hidrogeoquímico del Campo de Dalías. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 1–435.

Nieto López, J.M., Andreo-Navarro, B., Mudarra Martínez, M., Rendón Marton, M. (2015). Caracterización hidro-lógica e hidrogeológica preliminar de los humedales de la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga). IX SIAGA, Málaga: 315–328.

Ogilvy, R.D., Meldrum, P.I., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Sen, M., Pulido-Bosch, A., Gisbert, J., Jorreto, S., Frances, I. and Tsourlos, P. (2009). Special Topic: Hydrogeophysics – Methods and Processes Near Surface Geophysics, 7(5–6): 367–375 DOI:10.3997/1873–0604.2009027.

Ortega Carrera, M.M., Rivas Martínez, F. (2012). Origen y evacuación de las aguas acumuladas en la “Balsa del Sapo”, T.M. El Ejido (Almería). VIII SIAGA, Cádiz, I: 1093–1102.

Padilla, F., Méndez, A., Fernández, R., Vellando, P.R. (2008) Numerical modelling of Surface/groundwater flows for fresh/saltwater hydrology: the case of the alluvial coastal aquifer of the Low Guadalhorce River, Malaga, Spai. Env. Geol., 55: 215–226.

Pérez Parra, J.; Molina, L.; Vallejos, A.; Daniele, L.; Zaragoza, G.; Pulido-Bosch, A. (2007). Evolución del estado de la intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). III TIAC, Almería, I: 781–790.

PHCAM (2015). Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Andaluzas Mediterráneas, periodo 2009–2015. Memoria: 1–359 + Apéndices.

PIAS (1977). Estudio hidrogeológico de la Cuenca Sur. Almería. Informe final (Campo de Dalías. Cuenca del Andarax. Cuenca del Almanzora. Cuenca del Antas. Cuenca del Aguas. Cuenca del Adra. Campo de Níjar). Plan de Investigación de Aguas Subterráneas. IGME – IRYDA.

Pinilla, V., Sahuquillo, A. (2001). Modelo matemático para la evaluación del flujo de agua subterránea en los acuíferos del Campo de Dalías. En: Medina y Carrera (eds.). Las Caras del Agua Subterránea, Congreso en Memoria de Germán Galarza, Barcelona: 649–656.

Pretel, R.M.; Duque, C.; Calvache, M.L. (2010). Efecto de los cambios de usos del suelo sobre la recarga del acuífero Motril–Salobreña, Geogaceta, 111–114.

Pulido Bosch, A. (1988). Síntesis hidrogeológica del Delta del río Adra (Almería). I TIAC, Almuñécar, II: 145–169.

Pulido Bosch, A., Cañada, P. (1983). Estudio de acuíferos costeros mediante prospección geofísica eléctrica, Aplicación a los Llanos de Carchuna. III SH. HRH, IX: 363–374.

Pulido Bosch, A., Navarrete, F., Martínez Vidal, J.L., Alonso, C., Macías, A., Molina, L., Benavente, J., Chica, M., Padilla, A. (1988a). Metodología del estudio de la intrusión marina del Campo de Dalías (Almería). I TIAC, Almuñécar, III: 295–309.

Pulido Bosch, A., Molina, L., Navarrete, F., Martínez Vidal, J.L., Alonso, C., Benavente, J., Macías, A. (1988b). Consideraciones sobre la intrusión marina en el borde oriental del Campo de Dalías. I TIAC, Almuñécar, III: 311–327.

Pulido Bosch, A., Macías, A., Navarrete, F., Martínez Vidal, J.L., Alonso, C., Benavente, J., Molina, L. (1988c). Estado de la intrusión marina en la Unidad de Balanegra (Campo de Dalías, Almería). I TIAC, Almuñécar, III: 329–338.

Pulido Bosch, A., Morales, G., Benavente, J. (1988d). Hidrogeología del delta del río Adra. Estudios Geológicos, 44: 429–443.

Pulido Bosch, A., Rubio, J.C. (1988e). Los acuíferos costeros de Motril–Salobreña y Carchuna. I TIAC, Almuñécar, II: 209–238.

Pulido Bosch, A., Navarrete, F., Martínez Vidal, J.L., Macías, A., Molina, L. (1989a). Consideraciones sobre algunas anomalías hidrogeoquímicas existentes en la unidad Balerna–Las Marismas (Campo de Dalías, Almería). *Geogaceta*, 6: 14–16.

Pulido Bosch, A., Martínez Vidal, J.L., Navarrete, F., Benavente, J., Molina, L., González, V., Macías, A., Padilla, A. (1989b). Caracterización hidrogeoquímica del Campo de Dalías (Almería). IARA–Junta de Andalucía, Sevilla: 1–265.

Pulido–Bosch, A., Navarrete, F., Molina, L., Martínez–Vidal, J.L. (1991). Quantity and quality of groundwater in the Campo de Dalías (Almería, SE Spain). *Water Science Technology*, 24(11): 87–96.

Pulido–Bosch, A., Sanchez–Martos, F., Martinez–Vidal, J.L., Navarrete, F. (1992). Groundwater problems in a semiarid area (Low Andarax River, Almería, Spain). *Environmental Geology and Water Sciences*, 20(3): 195–204.

Pulido Bosch, A., Molina, L., Navarrete, F., Vallejos, A., Padilla, A., Martínez Vidal, J.L., Cervantes, D., Gil, M.D., Pallarés, A. (1994). L'intrusion marine dans l'aquifère carbonaté d'Aguadulce (Almería, Espagne). *Colloque Intern. Karstologie*. Publ. Serv. Geol. Luxemburg. XXVIII: 125–134.

Pulido–Bosch, A., Morell, I., Andreu, J.M. (1996). Modifications hydrogéochimiques provoquées par la surexploitation d'un aquifère karstique, C. R. Acad. Sci. Paris, Sér. IIa, 323: 313–318.

Pulido Bosch, A., Pulido Leboeuf, P., Vallejos, A., Calvache, M.L., Gisbert, J., Andreu, J.M., Sánchez Martos, F., Molina, L. (1999). Sondeos de investigación en un acuífero kárstico costero (Castell de Ferro, Granada). *Geogaceta*, 25: 167–169.

Pulido–Bosch, A., Bensi, S., Molina, L., Vallejos, A., Calaforra, J.M., Pulido–Leboeuf, P. (2000). Nitrates as indicators of aquifer interconnection. Application to the Campo de Dalías (SE–Spain). *Environmental Geology*, 39(7): 791–799.

Pulido Bosch, A., Calvache Quesada, M.L., Calaforra, J.M., Vallejos, A., Andreu, J.M. (2007). Acuífero de Castell de Ferro. III TIAC, Almería, II: 117–127.

Pulido–Bosch, A., Delgado, J., Sola F., Vallejos, A., Fernando, V., López–Sánchez, J.M., Mallorquí, J. (2011). Bombeos litorales y posible subsidencia inducida; ejemplo del litoral almeriense (España). V Seminario Hispano–Latinoamericano sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Salta, Argentina. 85–92.

Pulido–Bosch, A., Delgado, J., Sola, F., Vallejos, A., Vicente, F., López–Sánchez, J.M., Mallorquí, J. (2012). Identification of potential subsidence related to pumping in the Almería basin (SE Spain). *Hydrological Processes*, 26: 731–740.

Pulido Bosch, A., Molina, L., Sola, F., Sánchez Martos, F., Vallejos, A. (2013). Singularidades hidrogeológicas en acuíferos intensamente explotados. La Balsa del Sapo, Campo de Dalías, Almería. SH, Granada 2013. HRH: 285–294.

Pulido–Leboeuf, P. (2004). Seawater intrusion and associated processes in a small coastal complex aquifer (Castell de Ferro, Spain). *Applied Geochemistry*, 19: 1517–1527.

Pulido Leboeuf, P., Pulido Bosch, A., Calvache, M.L. (2001). Intrusión marina y procesos hidrogeoquímicos asociados en un acuífero costero complejo (Castell de Ferro, Granada). SH. HRH, XXIV: 741–751.

Pulido Leboeuf, P., Pulido Bosch, A., Calvache, M.L. (2002). Distribución espacial de índices factoriales de ACP aplicado a parámetros fisicoquímicos de aguas subterráneas (Castell de Ferro, Granada). *Geogaceta*, 31: 79–82.

- Pulido–Leboeuf, P., Pulido–Bosch, A., Calvache, M.L., Vallejos, A., Andreu, J.M. (2003). Strontium and $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ and $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ ratios as tracers for the evolution of seawater into coastal aquifers. The example of Castell de Ferro Aquifer (SE Spain). *Comptes Rendus Geoscience*, 335: 1039–1048.
- Sánchez–Martos, F. (2001). Las aguas subterráneas en el Bajo Andarax (Almería). *Monografías Ciencias y Tecnología*, 12. Univ. Almería–IEA.
- Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Navarrete, F. (1996). Identificación de procesos hidrogeoquímicos en los acuíferos del Bajo Andarax (Almería). IV SIAGA, Almería, II: 179–189.
- Sánchez–Martos, F., Pulido–Bosch, A. (1999). Boron and the origin of salinization in an aquifer in the south–east of Spain. *CRAS Sciences de la Terre et des Planets*, 328(11): 751–757.
- Sánchez–Martos, F., Pulido–Bosch, A., Calaforra, J.M. (1999). Hydrogeochemical processes in an arid region of Europe (Almeria, SE Spain). *Applied Geochemistry*, 14(6): 735–745.
- Sánchez–Martos, F., Jiménez–Espinosa, R., Pulido–Bosch, A. (2001a). Mapping groundwater quality variables using PCA and geostatistics: a case study of Bajo Andarax, southern Spain. *Hydrol. Sci. J.*, 46(2): 227–242.
- Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Vallejos, A., Molina, L. (2001b). El bromuro como trazador de la salinización en las aguas subterráneas del delta del río Andarax (Almería). V SIAGA, II: 271–280.
- Sánchez–Martos, F., Pulido–Bosch, A., Molina–Sánchez, L., Vallejos–Izquierdo, A. (2002). Identification of the origin of salinization in groundwater using minor ions (Lower Andarax, Southeast Spain). *The Science of the Total Environment*, 297: 43–58.
- Sánchez–Martos, F., Pulido–Bosch, A., Vallejos, A., Gisbert, J., Pulido–Leboeuf, P. (2003). Identificación de la interfase agua dulce–agua de mar en el Delta del Río Andarax (Almería). II TIAC, Alicante, I: 95–102.
- Sánchez Martos, F., Gutiérrez, M.A., Jorreto, S., Gisbert, J., Alonso, J.M., Francés, I., Vallejos, A., Molina, L., Daniele, L., España, S., Sola, F., Calaforra, J.M., Pulido Bosch, A. (2007). Sondeos de investigación en el bajo Andarax (Almería, España). III TIAC, Almería, I: 801–810.
- Sánchez–Martos, F., Vallejos, A., Molina, L., Gisbert, J., Pulido–Bosch, A. (2011). Consideraciones hidrogeoquímicas sobre el acuífero detrítico costero del río Andarax (Almería, España) sometido a la captación de agua de mar. VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano–Latinoamericano sobre Temas Actuales de la Hidrogeología Subterránea. *Hidrogeología Regional y Exploración Hidrogeológica*. Salta, Argentina. 52–59.
- Sánchez Úbeda, J.P., Calvache, M.L., López–Chicano, M., Duque, C., Crespo, F., Martín Rosales, W. (2012). Detección y evolución de la cuña salina y factores que intervienen en el acuífero Motril–Salobreña (Granada). IV TIAC, Alicante, I: 347–357.
- Sánchez Úbeda, J.P., Calvache, M.L., Duque, C., López–Chicano, M. (2016a). Estimation of hydraulic diffusivity using tidal–extracted oscillations from groundwater head affected by tide. In: 24th Salt Water Intrusion Meeting and 4th Asia–Pacific Coastal Aquifer Management Meeting, Cairns, Queensland.
- Sánchez–Úbeda JP., Calvache ML, Duque C., López–Chicano, M. (2016b) Filtering methods in tidal–affected groundwater head measurements: Application of harmonic analysis and continuous wavelet transform. *Adv. Water Resour.* 97: 52–72.
- Sola Gómez, F. (2012). Procesos hidrogeológicos relacionados con bombeos de agua de mar en acuíferos costeros. Tesis doctoral. Universidad de Almería.

- Sola, F., Daniele, L., Sánchez Martos, F., Vallejos, A., Urizar, R., Pulido Bosch, A. (2007). Influencia de la desaladora de Rambla Morales (Almería) sobre las características hidrogeológicas del acuífero del que se abastece. III TIAC, Almería, I: 997–1004.
- Solà, F., Daniele, L., Vallejos, A., Sánchez–Martos, F. (2008). Integración de datos litológicos, hidrogeológicos y geofísicos para el estudio del acuífero detrítico acuífero de Cabo de Gata (Almería, SE de España). *Geotemas*, 10: 829–832.
- Sola, F., Vallejos, A., Díez, F., Juárez, J., Fernández Jurado, M.A., López Geta, J.A., Moreno, L., Ramos, G., Durán, J.J., Ordoñez, A., Pulido–Bosch, A. (2011). Estimación del tiempo de tránsito en un acuífero detrítico costero sometido a bombeo, delta del río Andarax (Almería). *Geogaceta*, 50–1: 83–86.
- Sola, F., Vallejos, A., Díez, F., Juárez, J., Fernández–Jurado, M.A., López Geta, J.A., Moreno, L., Ramos, G., Durán, J.J., Ordóñez, A., Pulido–Bosch, A. (2012). Evolución espacio–temporal de la señal isotópica en las aguas de un acuífero detrítico costero. Delta del río Andarax (Almería). IV TIAC, Alicante, I: 653–663.
- Sola, F., Vallejos, A., Moreno, L., López Geta, J.A., Pulido Bosch, A. (2013). Identification of hydrogeochemical process linked to marine intrusion induced by pumping of a semiconfined mediterranean coastal aquifer. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10: 63–76.
- Sola, F., Vallejos, A., Daniele, L., Pulido–Bosch, A. (2014). Identification of a Holocene aquifer–lagoon system using hydrogeochemical data. *Quaternary Research*, 82: 121–131.
- Soto, J.M. (1998). Aportaciones al conocimiento del acuífero detrítico de Motril–Salobreña (Granada). Tesis de Licenciatura. Universidad de Granada: 1–135.
- Thauvin, J.P. (1982). Surexploitation d’aquifères cotieres en zone semi–aride (Almerie, Espagne): essai d’utilisation rationnelle des ressources globales de la région. IV International Conference on Water Resources Planning and Management. Marseille. CEMPE. 1: 8 pp.
- Tulipano, L., Fidelibus, M.D., Panagopoulos, A. (2003). Groundwater management of coastal karstic aquifers. European Commission, Cost Action 621 Final Report.
- Vallejos, A. (2001). Hidrogeoquímica de la recarga de los acuíferos del Campo de Dalías a partir de la Sierra de Gádor. Monografías Ciencia y Tecnología. Univ. de Almería–IEA: 1–242.
- Vallejos Izquierdo, A. (1997). Caracterización hidrogeoquímica de la recarga de los acuíferos del Campo de Dalías a partir de la Sierra de Gádor (Almería). Teis doctoral. Universidad de Granada: 1–264.
- Vallejos, A., Pulido Bosch, A., Castillo Martín, A. (1994). Consideraciones sobre la hidrogeología de la cuenca del río Almanzora (SE peninsular). *Estudios Geológicos*, 50: 103–117.
- Vallejos, A., Pulido–Bosch, A., Martín–Rosales, W., Calvache, M.L. (1997). Contribution of environmental isotopes to the knowledge of complex hydrologic systems. A case study: Sierra de Gádor (SE Spain). *Earth Surface Processes and Landforms*, 22: 1157–1168.
- Vallejos, A., Pulido Bosch, A., Molina Sánchez, L., Sánchez Martos, F., Gisbert, J. (2003). Observaciones hidroquímicas en un área afectada por intrusión marina: Unidad de Aguadulce (Almería, España). II TIAC, Alicante, I: 357–363.
- Vallejos, A., Pulido Bosch, J., Gisbert, J., Sánchez Martos, F., Molina, L. (2004). Evolución del contacto agua dulce–agua salada en un acuífero kárstico costero: acuífero de Aguadulce (Almería). *Geogaceta*, 35: 175–178.

Vallejos, A., Sánchez-Martos, F., Jorreto, S., Gisbert, J., Francés, I., Pulido Bosch, A. (2007). Seguimiento de la intrusión marina mediante técnicas isotópicas e hidroquímicas en el delta del río Andarax (Almería). III TIAC, Almería, I: 1005–1014.

Vallejos, A., Pulido-Bosch, A., Alcalá, F., Sánchez-Martos, F., Daniele, L. (2009). Estudio de isótopos estables en Sierra de Gádor (SE España) para la descripción del flujo subterráneo regional. En: E.E. Marino y C.J. Schultz, Aportes de la Hidrogeología al Conocimiento de los Recursos Hídricos. AIH-Grupo Argentino y Universidad de La Plata, La Plata: 671–679.

Vallejos, A., Sola, F., Pulido-Bosch, A. (2015a). Processes influencing groundwater level and the freshwater-saltwater interface in a coastal aquifer. *Water Resour. Manag.* 29(3): 679–697.

Vallejos, A., Díaz-Puga, M.A., Sola, F., Daniele, L., Pulido-Bosch, A. (2015b). Using ion and isotope characterization to delimitate a hydrogeological macrosystem. Sierra de Gádor (SE, Spain). *J. Geochem. Explor.*, 155:14–25.

Vandenschrck, G., Van Wesemael, B., Frot, E., Pulido-Bosch, A., Molina, L., Stiévenard, M., Souchez, R. (2002). Using stable isotope analysis (δD – $\delta^{18}O$) to characterise the regional hydrology of the Sierra de Gador, south east Spain. *Journal of Hydrology*, 265: 43–55.

3.6 Los acuíferos costeros de las Illes Balears

3.6.1 Consideraciones generales

En Baleares se usan 243 hm³/a de agua. 120 hm³/a son para abastecimiento y 66 hm³/a para riego agrícola, de los cuales 45 hm³/a son de procedencia subterránea. La agricultura, como sector económico primario, supone del orden del 2% del VAT (valor añadido total). La población es de poco más de 1 millón de habitantes. El número de turistas anual alcanza los 12 millones. Esta cantidad y su carácter estacional suponen serios problemas para el abastecimiento de agua en diversos lugares. En Santanyí la población estival se cuadruplica y en algunos municipios ibicencos puede decuplicarse y crear problemas que se acercan al de desabastecimiento en el caso de Sant Josep, aunque es principalmente por falta de gestión [JMG y MCC]. El coste económico y social en parte es soportado por los ciudadanos.

Del conjunto del archipiélago, aquí sólo se consideran las islas de Mallorca, Menorca y Eivissa (Ibiza). La isla de Formentera es un único acuífero. Las otras islas no tienen población fija, salvo pequeños destacamentos y ocasionales visitantes.

Las islas tienen notables problemas de intrusión marina, acrecentados por la existencia generalizada de formaciones carbonatadas porosas y karstificadas en las áreas costeras. La mitad NNE de Menorca está

formada predominantemente por pizarras paleozoicas metamórficas de muy baja permeabilidad primaria y que por lo tanto son poco susceptibles a la intrusión marina, salvo circunstancias muy locales y litorales.

Las Islas Columbretes no forman parte del archipiélago Balear pero son islas mediterráneas próximas. Según Cañada Guerrero (1971) son volcánicas, sobre un substrato profundo metamórfico paleozoico. Se trata de un numeroso conjunto de pequeñas islas, islotes y peñones que forman grupos. Hubo una estación meteorológica en Isla Columbrete Grande entre 1920 y 1956: pluviometría media de 265 mm/año.

El Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales de Baleares, denominado informalmente como Informe Fuster, constituye el punto de partida de la hidrogeología balear. Los trabajos comenzaron a finales de 1969 y se publicó en marzo de 1973 (Mateos, 2013). Este estudio estableció las bases de conocimiento, inventario y actuación administrativa. Posteriormente se realizó una primera planificación (INTECSA, 1987), una nueva recopilación de datos (EPTISA, 2007) y luego los Planes Hidrológicos regulados por la Ley de Aguas en cumplimiento de la DMA (PHIB, 2002; 2013; 2015). Fayas (1989) y López-García y Cantón-Ávila (2012) aportaron visiones generales.

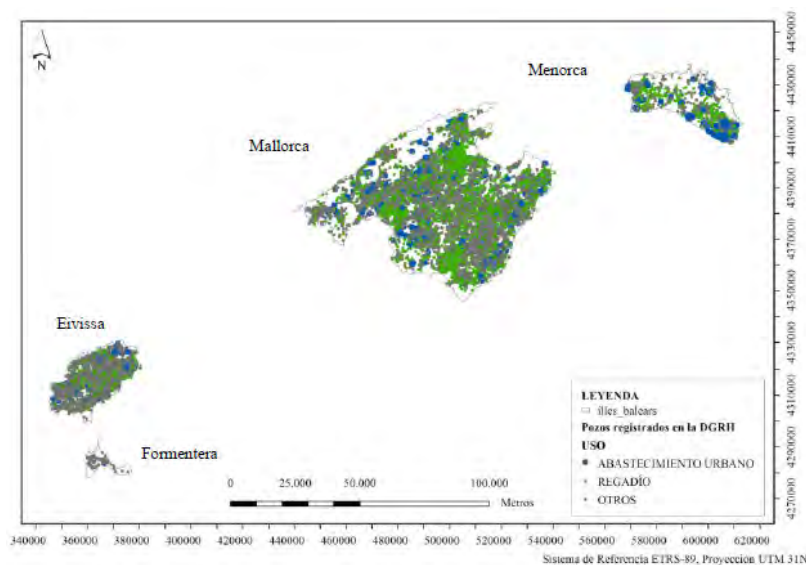
Las Islas Baleares forman una Demarcación Hídrica única, aunque hay una Junta Insular d'Aigua en cada isla. El esquema organizativo consiste en una Dirección General de Recursos Hídricos, que depende de la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca. Esta Dirección General se considera el organismo de cuenca, de modo que hay un único documento de planificación hidrológica, aunque cada isla conforma un sistema de explotación diferente. Los datos y las mediciones se gestionan separadamente para cada isla. El recurso de agua dominante son las aguas subterráneas, con una pequeña aportación de aguas superficiales en Mallorca. Además se tiene desalinización y cierto grado de reutilización de aguas residuales urbanas tratadas. Los usos del agua se han actualizado a 2015 y están en anexo del Plan de Abastecimiento y Saneamiento Integral de Baleares (PASIB): <http://www.caib.es/sac-microfront/contenido.do?idsite=259&cont=23087>

Buena parte de los pozos antiguos fueron perforados a rotación con corona de gran diámetro y testigo continuo, utilizando máquinas de construcción local. Pero la mayor proliferación de pozos se realizó a partir de la década de 1980, todos ellos perforados a "destro-

za'". En 1974 se hizo un censo detallado de los pozos existentes en Baleares, a raíz del Decreto de 1973. Se contabilizaron 14.000 pozos. En 2000 se contabilizaron 60.000 y actualmente (2015) hay unos 75.000 pozos. Eso supone una alta tasa de construcción de pozos, que se mantiene en un valor promedio de cerca de 10.000 sondeos/año [ABP y JMHT]. Según los documentos del Plan Hidrológico de las Islas Baleares (PHIB, 2015), unos 38.000 pozos están oficialmente censados, con una capacidad total de extracción de 245 hm³/año. El total de captaciones de agua subterránea se estima en 45.000. La Figura 3.6.1.1 muestra dónde se ubican.

Se han identificado 87 MASb (64 en Mallorca, 6 en Menorca, 16 en Eivissa y 1 en Formentera) y 30 humedales insulares. Las MASb costeras o que tienen una parte de litoral costero son 31 en los 2617 km² de extensión de Mallorca, 4 en los 477 km² de Menorca, 12 en los 567 km² de Eivissa y 1 en los 80 km² de Formentera. Los tamaños de las MASb son muy variables, desde menos de 10 km² hasta más de 100 km². Casi todas las MASb costeras tienen algún tipo de problema de salinidad del agua.

Figura 3.6.1.1 Ubicación de los pozos en las Islas Baleares (Comas Colom, 2015)



Los acuíferos de las Illes Balears se muestran en la Figura 3.6.1.2. Los acuíferos costeros más grandes (>100 km²) son Sa Pobla, Es Pont d'Inca, Son Real, Marina de Lluçmajor y Pla de Campos en Mallorca y Maó, Migjorn Gran y Ciutadella en Menorca. Los de Eivissa son de menor tamaño; los mayores de entre ellos son los de Portinatx, Cala Tarida, Jesús y Serra Grossa. Toda Formentera es menor.

En el Plan Hidrológico (PH) se ha realizado un balance de aguas subterráneas en cada MASb, entre cuyos términos está la recarga natural y las salidas y entradas de agua marina. Generalmente, la recarga ha sido calculada como una fracción de la precipitación caída sobre cada tipo de terreno, de forma similar a la metodología APLIS, aunque sin calibrar los coeficientes para las condiciones locales. Las salidas al mar se han estimado, pero aún no se han calculado a partir

de transmisividades hidráulicas medias y una estimación del gradiente hidráulico a partir de la información de niveles piezométricos. Del balance hídrico en cada unidad, incluyendo las aportaciones a los humedales (valor de referencia de $1 \text{ hm}^3/\text{año}/\text{km}^2$), se deduce

la salida al mar, con reajustes según las condiciones locales. Las salidas de agua subterránea al mar se evalúan en $112 \text{ hm}^3/\text{año}$ en Mallorca, $43 \text{ hm}^3/\text{año}$ en Menorca, $10 \text{ hm}^3/\text{año}$ en Eivissa y casi $4 \text{ hm}^3/\text{año}$ en Formentera.

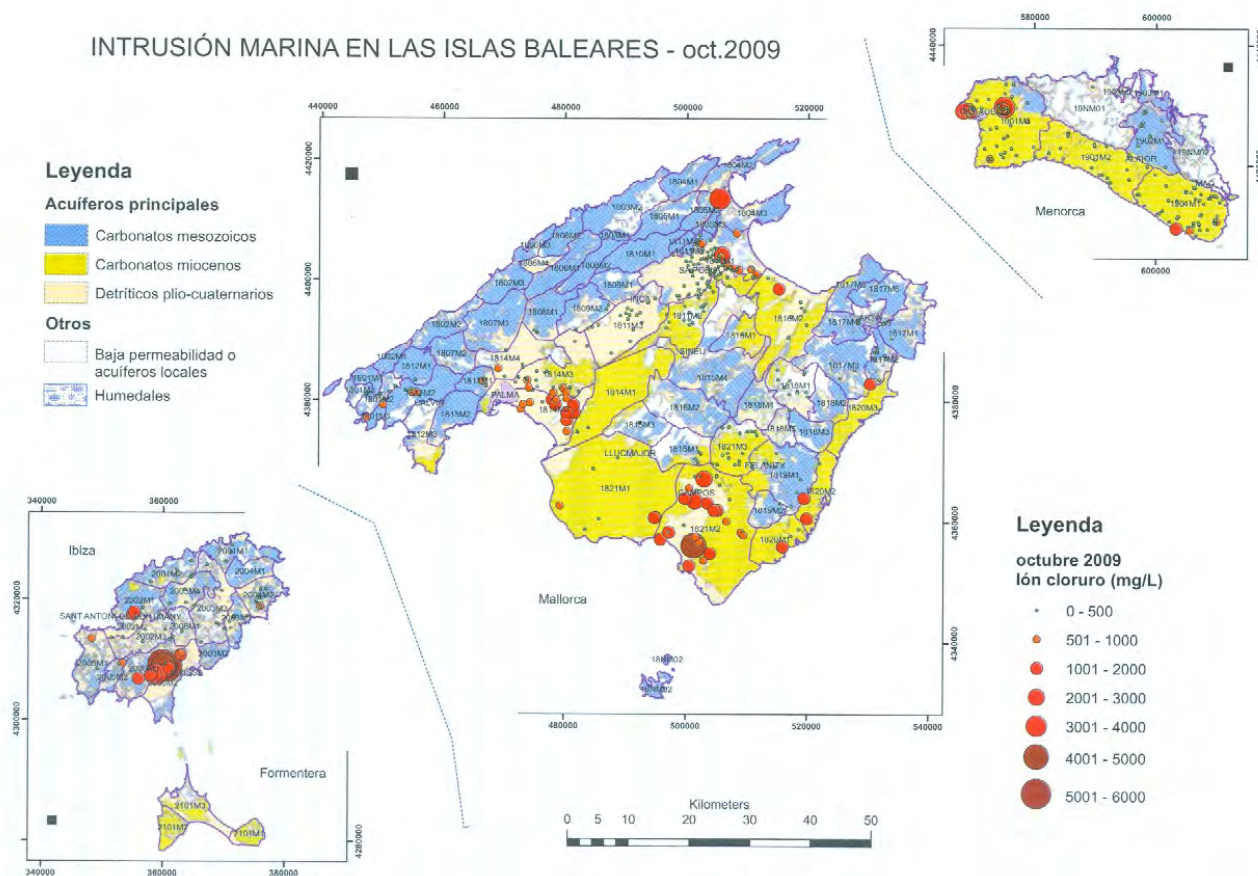


Figura 3.6.1.2 Principales acuíferos de las Islas Baleares y situación de la intrusión marina con fecha 01-10-2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)

Desde los planes especiales de la década de 1970, una actuación coordinada de la autoridad del agua (con cambiante denominación: Servicio Hidráulico de Baleares, Junta d'Aigües de Balears, Direcció General de Recursos Hídrics) y el Instituto Geológico y Minero de España, ha permitido un buen conocimiento de las captaciones de agua subterránea existentes y disponer de una buena red de observación, con aportaciones de los usuarios. Tanto el IGME como la administración balear mantienen al día sus redes. Sin embargo, el grado de elaboración de la información es escaso por falta de medios, especialmente en los últimos años, de modo que las síntesis que se manejan son con frecuencia antiguas. Hasta el año 2008 hay síntesis conjuntas IGME-Direcció General de Recursos Hídrics. Desde ese año cada entidad mantiene sus propias redes de control. La

competencia es de la Direcció General. El IGME mantiene parcialmente sus redes para estudios específicos, dado su interés histórico.

Para la observación de niveles piezométricos, la dirección General de Recursos Hídrics dispone actualmente de unos 400 piezómetros (hubo 500, pero una parte se ha destruido sin que se hayan renovado), 450 pozos de abastecimiento y 850 pozos de particulares, de modo que hay alrededor de 4 puntos de observación cada 100 pozos de agua subterránea. Se dispone de casi 40 limnigrafos. Se dispone de información de la calidad del agua subterránea de casi 700 puntos y de la extracción en unos 200 puntos. Recientemente se ha producido una reducción notable del número de puntos de observación. El plan hidrológico tiene previs-

to corregir la tendencia a la pérdida de información. Las medidas de nivel son mensuales en más de la mitad de los puntos de control y es semestral en el resto. Los análisis químicos de los iones mayoritarios son anuales, con determinación mensual de pH, Cl y N en casi 300 puntos. El IGME mantiene una red propia formada por un total de 323 puntos de control piezométrico y 296

de calidad, para el conjunto de las tres islas mayores.

Se considera que el máximo contenido de Cl admisible es 250 mg/L, con un valor umbral de 187,5 mg/L Cl para decidir sobre el buen o mal estado de la MASb. De las 87 MASb actuales, 35 están en mal estado químico por razón del Cl, la mayoría costeras (Tabla 3.6.1.1).

Tabla 3.6.1.1 Concentración en Cl a una determinada distancia de la costa en las MASb costeras y cercanas (PHIB, 2015)

MASb	Nombre	mg/L Cl	a km	Comentario
1801	Andratx	2	2	
1804	Port de pollença	1,3	3	
1804	Alcúdia	1	1	
1805	Aixartell	0,7	5	
1806	Port de Sóller	0,34	0,5	
1811	Sa Pobla	0,4	1	
1811	Llubí	0,8		en S'Albufera
1812	Capdella	1	5	
1812	Santa Ponça	0,6	2,3	
1813	La Vileta	2	3,5	
1813	Palmereta			muy localizado
1814	Sant Jordi	2	2	
1814	Port d'Inca	2	5	
1814	Son Reus	1	4	
1816	Son Real	2,5	2,5	
1818	Santa Cirga	0,84	2	
1819	Sant Salvador	1	1,5	
1819	Can Concos	0,57	1,5	
1820	Santanyí	2,2	1	
1820	Cala d'Or	1,8	1,5	
1820	Porto Cristo	0,9	1	
1821	Marina de Lluçmajor	1,9		muy débil
1821	Plà de Campos	1	5	
1901	Maó	1	1,3	
1901	Ciutadella	2	3	
2002	Santa Agnès	1	1	
2002	Plà de Sant Antoni	0,6	1	
2003	Cala Llonga	2	1	
2003	Roca Llisa	2	1,5	
2005	Cala Tarida	1,7	8	
2006	Jesús	2	1	
2006	Serra Grossa		3	
2101	Formentera			natural

La intrusión marina penetra profundamente en las islas, en algunas áreas hasta 8 km. Es conocida a través de testificaciones de conductividad eléctrica y de temperatura en sondeos. Muchos de estos registros encuentran a una cierta profundidad un incremento brusco de salinidad, aunque la perturbación que produce el sondeo en las relaciones entre niveles permeables hace que esa profundidad sea de interpretación compleja. Se dispone de registros en diversos acuíferos con problemas de salinización en Mallorca y en Menorca, aunque falta realizar su estudio detallado y sistemático [ABP y CG]. Los resultados de estos controles se exponían periódicamente en reuniones con las autoridades locales de la zona. Esta metodología se aplicó durante tres años, hasta que quedó claramente demostrado que los controles eran suficientes y las pautas de explotación, adecuadas.

Hay mucha información de épocas anteriores y campañas de mediciones que están aún por analizar. Su explotación sería de gran importancia y en parte permitiría compensar la reducción actual de observaciones debido a la importante disminución de personal, tanto técnico como de vigilancia de campo. Sería posible identificar al estado de intrusión marina en diversos lugares en que existe agua salada profunda y los pozos penetran esa zona salina inferior. Un buen proyecto que incluya la elevación de la toma de las bombas y el sellado de parte del pozo podría llevar mejoras importantes en la calidad, a costa de reducir los caudales [ABP y CG].

No existen normas locales de buenas prácticas de construcción de pozos y sondeos. Existía una normativa de 2005, que se integró en la propuesta inicial de Plan Hidrológico aprobada en 2011. El decreto se derogó posteriormente al cambiar la legislatura y se suprimió la obligatoriedad de cumplir una normativa en el Plan Hidrológico aprobado en 2015 y actualmente vigente [ABP y CG].

Se dispone de buena capacidad pública de desalinización de agua marina, pero algunas plantas están infrautilizadas, paradas o no han entrado en funcionamiento. Existen 6 plantas de desalinización de agua del mar: 3 en Mallorca para 9,3 hm³/año (Badía de Palma, Andratx y Alcúdia), 2 en Eivissa para 5,4 hm³/año (Eivissa y Sant Antoni) y 1 para 0,5 hm³/año en Formentera. La producción real varía notablemente de un año a otro. Otras 2 plantas están recepcionadas, 1 en Menorca (Ciutadella) y 1 en Eivissa (Santa Eulària) y están a la espera de conexión a las redes de abastecimiento municipales.

La desalinización de agua marina captada mediante obras en el terreno litoral (cántaras) se inició en 1997–2000. La capacidad ha quedado corta debido a un incremento desde entonces del 36% de la población residente y el 40% del turismo. La tecnología de membranas de desalinización que se empleó era la de fibras huecas de nylon. Siguen operativas tras más de 10 años de uso y con suficiente rechazo del B. Ya no se fabrican. La tendencia es a que las nuevas membranas sean espirales, que son más caras, de menor vida útil y mantenimiento más complicado [JMG y MCC].

Menos de la mitad de las aguas residuales urbanas tratadas (95 hm³/año) son reutilizadas en agricultura y para el riego de jardines y campos de golf. Unos 2,7 hm³/año recargan a los acuíferos en Mallorca, 0,4 hm³/año en Menorca y casi nada en Eivissa.

Sólo hay recarga artificial en pozos que sea significativa en el acuífero de S'Estremera (que no es costero) desde hace pocos años, unos 3,3 hm³/año, a partir de excedentes temporales de la conducción a Palma desde el manantial de Sa Costera, al pie costero de la Serra de Tramuntana.

En Octubre de 2009 se realizó un inventario detallado del estado de la salinidad de los acuíferos de los diferentes sectores de Mallorca, Menorca y Eivissa, con los resultados en López García y Cantón Ávila (2012), los que se sintetizan en la Tabla 3.6.1.2. En el trabajo mencionado se dan los gráficos de evolución temporal del contenido en Cl en diversos sondeos y pozos de observación desde que hay datos (década de 1980), aunque muchas series se inician en el entorno del año 2000. En la mencionada tabla se comenta sucintamente esa evolución, aunque el comportamiento puede variar de un punto de observación a otro. En la serie hay intercalados algunos valores bajos del contenido en Cl que indican que tras un periodo de reposo la salinidad vuelve a sus valores iniciales, cuando los conos ascensionales locales o del entorno decaen. Este trabajo no se ha extendido para considerar los cambios hidroquímicos que informen sobre las tendencias evolutivas.

Tabla 3.6.1.2 Resultados del inventario detallado del estado de la salinidad de los acuíferos de los diferentes sectores de Mallorca, Menorca y Eivissa en octubre de 2009, resumido de López García y Cantón Ávila (2012).

Sector	CE, mS/cm			CI mg/L			CI inicial	Evolución hasta 2009
	Rango	m	M	Rango	m	M	mg/L	
Mallorca								
Andratx	0,5-3	1,9	1,9	62-782	365	300	<100	crece hasta 2000; alto
Sa Pobla	0,6-0,8	1,5	1,1	37-2000	200	137	<200	crece hasta 2001; alto
Calvià	0,87-3,3	1,6	1,0	66-910	333	140	100	previo; alto
Na Buguesa	1,5-2,6	1,8	1,7	280-645	380	350	<200	crece 1991-> 2002; alto
Pla de Palma	0,46-6,2	2,0	1,6	50-1900	500	370		alto 2000 -> decrece
Sa Marineta	0,6-0,51	1,8	1,3	50-1440	390	300		alto estable o decrece mucho
Sa Marina de Llevant	1,2-4,2	2,7	2,7	190-1230	725	742		estable alto o decrece
Llucmajor-Campos	0,6-13,7	2,6	1,7	80-4600	680	340		crece desde 2003 alto estable desde 1975
Menorca								
Migjorn	0,8-10,6	1,5	1,15	100-3700	340	200	200	crece desde 1996
Eivissa								
Sant Antoni	0,5-5,4	1,8	1,4	55-1600	400	115	200	crece desde 1995
Eivissa	1-1,7	7	5,1	95-5700	220	1500	200	crece desde 1986

3.6.2 Isla de Mallorca

Mallorca es la principal de las Islas Baleares. Tiene varios ámbitos geográfico-geológicos (Figura 3.3.6.1) que condicionan la ocupación humana y sus activi-

dades y también el grado de intrusión marina. Tiene singular importancia el área de Inca-Sa Pobla, que alberga el humedal de S'Albufera.

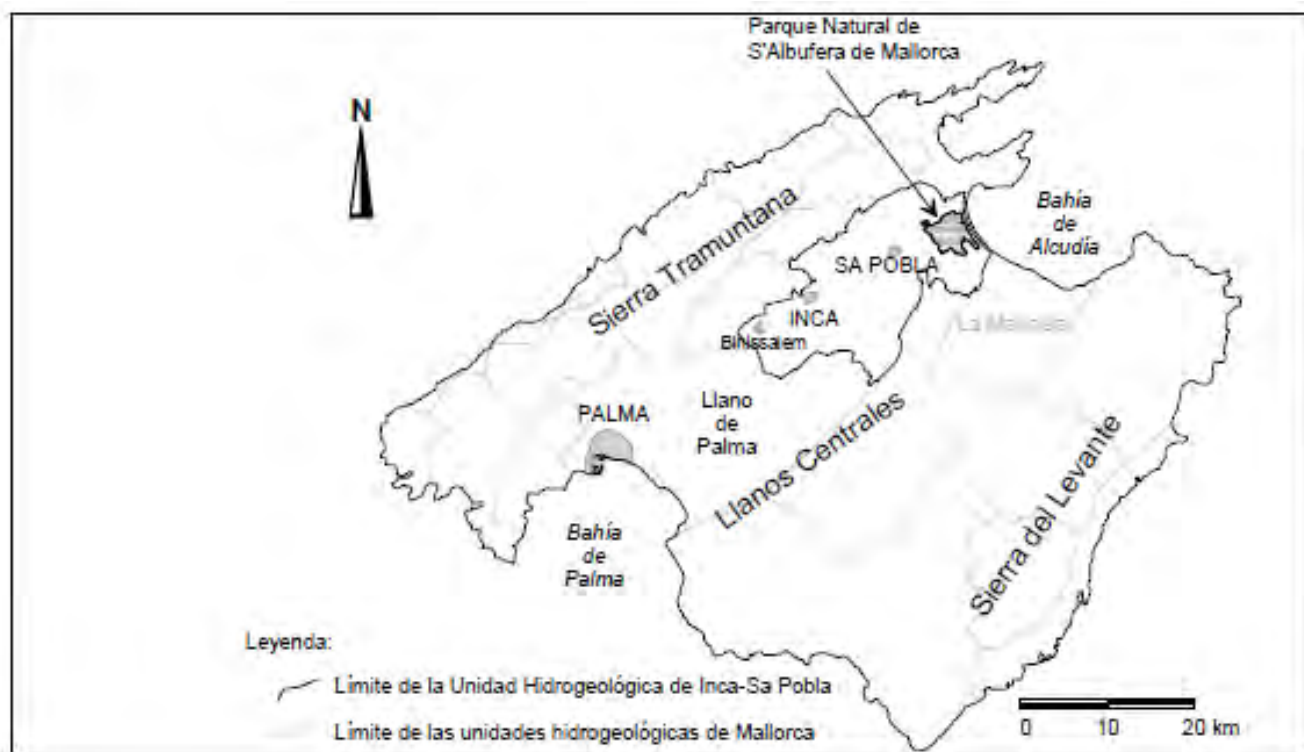


Figura 3.6.2.1 Ámbitos fisiográfico-geológicos de Mallorca

Las características generales se describen en López García y Cantón Ávila (2012), agrupando los acuíferos en carbonatados mesozoicos (Jurásico inferior), carbonatados miocenos (Tortonense–Messiniense) y detríticos plio–cuaternarios (Plio–Cuaternario). Los comentarios generales que siguen y los de los diferentes sectores son en parte un extracto de López García y Cantón Ávila (2012).

Los acuíferos carbonatados mesozoicos (Jurásico inferior) están formados predominantemente en calizas y dolomías jurásicas, en bloques separados por fracturas importantes, con presencia de materiales impermeables, fundamentalmente yesos del Keuper. Engloban el conjunto más numeroso de MASb, de extensión reducida, asociados a los principales relieves de la isla: la Serra de Tramuntana al norte y las Serres de Llevant al este. Se encuentran también conglomerados, calizas detríticas y margas y arcillas terciarias. Los materiales carbonatados jurásicos, principalmente del Lías e Infralías, constituyen los principales acuíferos, con variable grado de fracturación y evolución kárstica. Allí donde el aparato kárstico se encuentra muy desarrollado, el agua de lluvia infiltrada descarga rápidamente al mar o alimenta manantiales sujetos a fuertes fluctuaciones estacionales.

Los acuíferos con intrusión marina más significativos están en los sectores de Andratx, Calvià y Na Burguesa, en el extremo SW. Hay contaminación marina en

pozos de abastecimiento de Pollença, al norte, y en en Artá, Santanyí y Felanitx, en las calizas miocenas del sector de la Marina de Llevant, de elevada transmisividad y alargado contacto con la costa.

Los acuíferos desarrollados en las calizas y dolomías jurásicas, al situarse sobre los principales relieves de las islas, corresponden a las áreas menos pobladas. La explotación de sus recursos es escasa, por lo que los problemas de intrusión marina son en general reducidos y puntuales. Su conexión con la costa y la presencia de extracciones para abastecimiento genera procesos de intrusión localizados (sectores Calvià y Andratx). Algunas características geológicas e hidrogeológicas particulares y una intensa explotación han dado lugar al desarrollo de algunos procesos de intrusión marina significativos, como en la Serra de Na Burguesa, en las proximidades de la ciudad de Palma.

Los afloramientos de calcarenitas y calizas arrecifales del Mioceno superior son materiales postorogénicos, sin estructuración destacada, poco fracturados, individualizados, originando acuíferos de notable extensión subhorizontal que orlan a los principales relieves mesozoicos. Las unidades carbonatadas miocenas, especialmente las calizas arrecifales del Tortonense–Messiniense y las calcarenitas del techo del Messiniense constituyen acuíferos de elevada transmisividad. En ellos puede desarrollarse en una importante karstificación asociada la mezcla de agua dulce–agua salada. Generalmente,

estos materiales están en estrecha relación con los sedimentos calcareníticos plio–cuaternarios (marés), de comportamiento hidrogeológico similar; forman un único acuífero o quedan confinados por unidades margosas de la base del Plioceno. Existen en todo el archipiélago, excepto de la isla de Ibiza. Soportan importantes núcleos turísticos en las áreas cercanas a la línea de costa. La explotación para abastecimiento da lugar a procesos de intrusión marina, acusados en los sectores próximos a las captaciones. Tal sucede en varios puntos del sector de Sa Marina de Llevant, al este, y puntualmente en el sector de Sa Marineta, al norte. Algunas captaciones profundas en las principales cuencas subsidentes de la isla de Mallorca también explotan el acuífero mioceno confinado bajo los sedimentos cuaternarios, como en Pont d'Inca o en Campos.

Los acuíferos en sedimentos detríticos plio–cuaternarios se encuentran en los rellenos de las principales cuencas subsidentes terciarias. Predominan los conglomerados de origen aluvial, interestratificados en una matriz de arenas y limos, con ocasionales sedimentos calcareníticos pliocenos y pleistocenos de origen litoral o eólico. Las unidades acuíferas presentan una distribución espacial compleja debido a las diferentes características geológicas de los materiales que rellenan las cuencas y su gran variación lateral. Los principales acuíferos están en eolianitas, conglomerados y gravas cuaternarias y calcarenitas pliocenas. Su morfología llana en la costa permite el desarrollo de agricultura y de importantes núcleos urbanos que utilizan agua subterránea. Esto ha originado notables procesos de intrusión marina en el sector de Lluçmajor–Campos y del Llano de Palma y en menor medida en el sector de Sa Pobla.

Se dispone de información sobre la salinidad del agua subterránea en áreas costeras desde 1975. En general se trata de salinidades altas, atribuibles a la de intrusión marina natural en las formaciones de calcarenitas, aumentada por bombeos y con formación de conos salinos ascensionales cada vez más acusada. Una de las situaciones más graves actuales de salinización es la del Municipio de Santanyí, por su alto grado de urbanización y depender el abastecimiento totalmente del agua subterránea. Otras situaciones similares, no tan acusadas, se encuentran en Santa Margalida, Campos y zonas costeras de los municipios de Felanitx, Manacor, Muro, Sa Pobla, etc. En las captaciones de Llubí, para trasvasar agua a la Bahía de Palma, comenzadas en 1994, se estableció un control exhaustivo, tanto de niveles como de salinidad, dado que en el acuífero existe un peligro potencial de salinización y que además alimenta en parte el Parc Natural de S'Albufera [ABP y CG].

La situación insular en el año 2000 se muestra en la Figura 3.6.2.2. La mayor salinización es la de Na Burguesa, hasta 8 g/L Cl. Entre 1986 y 2000 se han producido variaciones notables (Figura 3.6.2.3), en unos lugares con un claro aumento y en otros con cierta disminución por abandono de pozos, cese de bombeos o reducción de extracciones por presiones administrativas. La disminución de salinidad de los pozos del Pla de Sant Jordi, al S de Palma de Mallorca (Mateos Ruiz y López–García, 2003b) ha sido debido además a la menor extracción al disponer Palma de Mallorca de un suministro alternativo y a la infiltración de aguas residuales urbanas tratadas, bien por recarga artificial (Iglesias y Porras, 1978) o como retornos de riego. La mejora ha continuado hasta la actualidad. El agua subterránea salobre captada por los pozos de abastecimiento en el Llano de Palma y su entorno se lleva a la planta de potabilización (con desalobración) de Son Tugores.

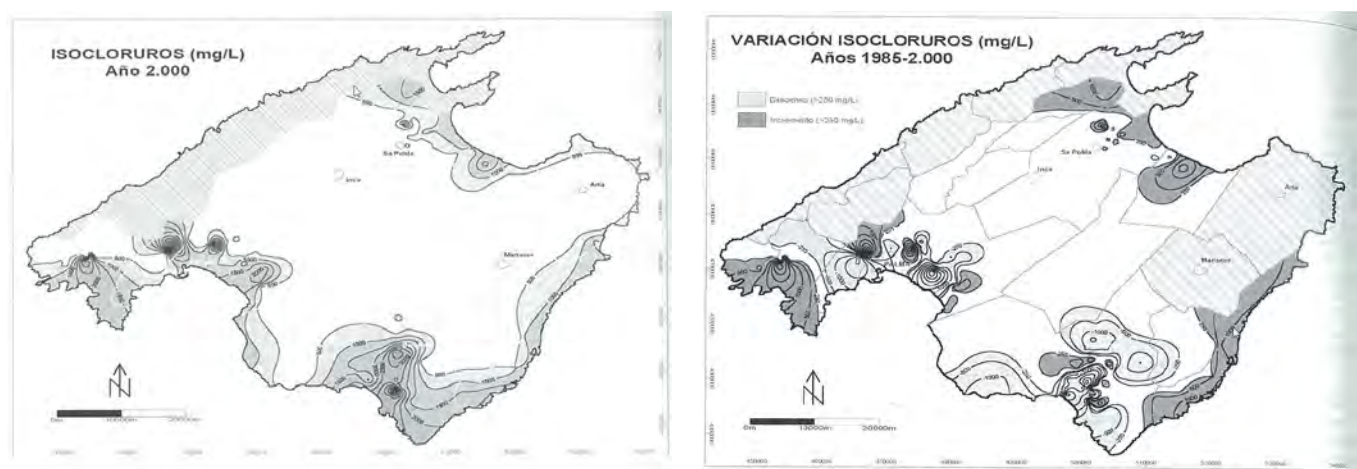


Figura 3.6.2.2 Distribución en el año 2000 del contenido en cloruros de las aguas subterráneas de las áreas costeras de mayor explotación de Mallorca (figura superior) y variación entre 1986 y 2000 de la distribución del contenido en cloruros de las aguas subterráneas de las áreas costeras de mayor explotación de Mallorca (López–García y Mateos, 2003b)

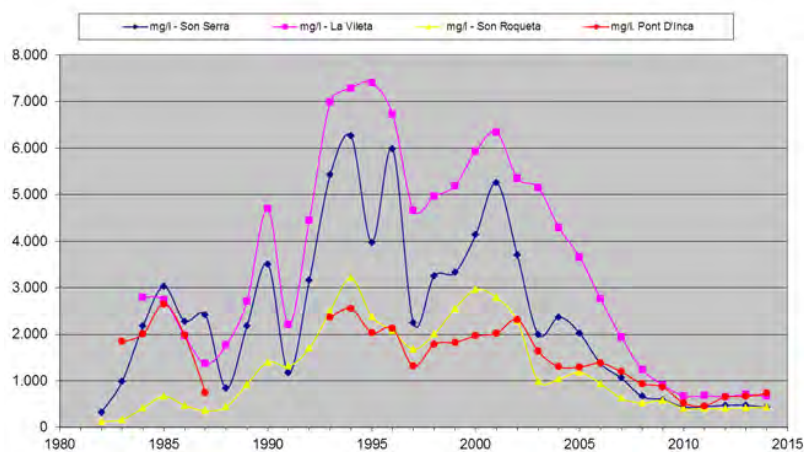
El abastecimiento de Palma de Mallorca y su entorno es una situación singular por su tamaño y por obtener recursos de una amplia área de un entorno próximo y medio. Tiene un peso muy importante en la gestión del agua. El abastecimiento y saneamiento se hace por la empresa pública municipal EMAYA. El abastecimiento pasó por épocas difíciles y alta salinidad, según muestra la Figura 3.6.2.3. El agua de suministro a Palma de Mallorca ha mejorado notablemente su salinidad. Actualmente la conductividad eléctrica está por debajo de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con valores frecuentes de unos 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La situación de los acuíferos costeros utilizados por EMAYA para el abastecimiento ha sido estable en cuanto al nivel piezométrico y la calidad desde hace más de tres décadas. Su recuperación ha sido muy importante, coincidiendo con la puesta en funcionamiento de la planta desalobradora de ósmosis inversa

de Son Tugores, en el año 1995, que recibe las aguas salobres de la zona de Es Pont d'Inca y de Na Burguesa. El agua producto, de muy baja mineralización, se mezcla con agua del resto de procedencias y se remineraliza con cal. La salinidad total de los 6 pozos en explotación en Es Pont d'Inca está entre 0.8 y 2.2 g/L, algunos de ellos por debajo de los 250 mg/L Cl, lo que permite tratarlas como dulces. La salinidad actual de los 7 pozos en explotación en Na Burguesa está entre 1 y 1.9 g/L, que es mucho menor que la de diseño en la década de 1990 de la planta desalobradora.

La explotación de los manantiales y las aguas superficiales es prioritaria. Se trata de Font de la Vila, Font d'en Baster y Font de Na Pera (tratados en Son Tugores con capacidad de 500 L/s) y los embalses de Cúber y Gorg Blau, que pueden almacenar hasta un total de 12 hm³, tratados en Lloseta, con 500 L/s de capacidad de producción [JFB y PMMC]

Figura 3.6.2.3 Evolución del contenido en cloruros de los pozos más salinos del abastecimiento a Palma de Mallorca [JFB y PMMC]



El agua residual urbana regenerada se usa para riego en el Plà de Sant Jordi desde hace varias décadas. Ha permitido eliminar la salinidad marina existente y una recuperación de los niveles freáticos. El Plà de Sant Jordi era un área de niveles freáticos altos, drenada mediante bombas eólicas. Actualmente existen pozos de drenaje operados por EMAYA que se ponen en funcionamiento de forma automática y extraen el agua hacia el Torrent d'es Siquió y Torrent de Sa Síquia y hacia el mar. El agua que extraen los drenajes actualmente es de unos 2 mS/cm [JFB y PMMC]. Para el total aprovechamiento de las aguas residuales tratadas se considera la posibilidad de su infiltración superficial y en pozos en el Plà de Sant Jordi, captándolas después en drenes periféricos. Se considera el proyecto mediante el que el agua captada, unos 20 hm³/a, con un cierto tiempo de residencia en el acuífero, se pueda destinar a abastecimiento tras un tratamiento

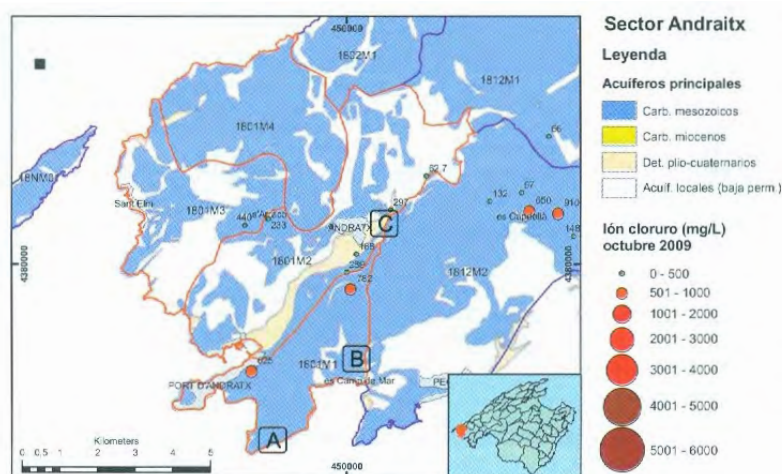
apropiado, probablemente mediante ósmosis inversa. El almacenamiento conseguido aumentaría la seguridad de servicio en cuanto a variaciones estacionales y épocas de sequía en situaciones de pre-alarma y alarma. También se prevé suministrar agua residual regenerada para consumos concentrados mediante una red específica, de la que ya se dispone de más de 90 km. Se considera, entre otros, el uso de riego agrícola, de parques y jardines y de campos de golf, servicios y ajardinamientos del aeropuerto y baldeos y limpiezas de calles, embarcaciones y unidades de transporte. La situación de la salinidad en las diferentes áreas de Mallorca ha sido actualizada por López García y Cantón Ávila (2012). En lo que sigue se aporta un resumen.

El sector de Andratx, de 58 km², está situado al SW de la Serra de Tramuntana, en contacto con el mar a lo largo de 35 km de línea de costa. La gran complejidad

tectónica da lugar a una variable distribución espacial de las diferentes formaciones acuíferas, lo cual dificulta su caracterización. Los principales materiales acuíferos son las calizas y dolomías del Liás, las dolomías tableadas del Muschelkalk (Triásico medio) y las calizas lacustres y conglomerados del Mioceno (Terciario). Los materiales cuaternarios dan lugar a acuíferos de interés local.

Las aguas subterráneas son de calidad general regular, puntualmente cloruradas sódicas entre Port d'Andratx y Coll Andritxol. Como consecuencia de la intensa explotación en las zonas cercanas al Port d'Andratx, en 1999 ya existían procesos de intrusión marina, con salinidades que superaban ampliamente 4,4 g/L Cl. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.2.4.

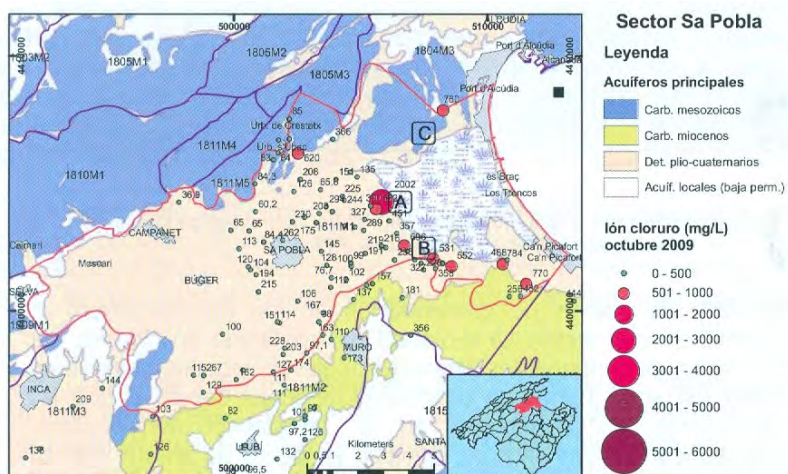
Figura 3.6.2.4 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Andratx en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



El sector de Sa Pobla, de 134 km², sobre el llano del mismo nombre, está limitado por las elevaciones entre Campanet y Alcudia al N y las de Sineu– Llubí–Muro al centro y Sur. Limitando al NE con el mar a lo largo de una franja litoral de 8,2 km de longitud. Existen tres acuíferos principales: el Plio– cuaternario, formado por gravas y areniscas eólicas y calcarenitas, el Mioceno formado por calizas oolíticas y calizas arrecifales y el Liásico formado por calizas y dolomías. El acuífero liásico está conectado lateralmente con el acuífero Plio–Cuaternario en la zona de Sa Pobla. Predominan facies mixtas en el subsector de Sa Pobla y cloruradas sódico–cálcicas en el sector más cercano a Sa Albufera d'Alcudia; las aguas de buena calidad bicarbonatadas cálcicas están relegadas a los sectores de Crestatx y la subcubeta de Inca.

Como consecuencia directa de la intensa explotación del acuífero para riego agrícola de la zona Sa Pobla–Muro, existe un área, próxima a S'Albufera, con elevadas concentraciones de ión cloruro. En mayo de 1999 superaban 1300 mg/L Cl en la zona inmediatamente al NE de Sa Pobla y en el límite meridional del sector, al sur de la albufera, donde la concentración se situaba en torno a 800 mg/L Cl. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.2.5. Los valores mínimos se registran en el interior del sector, en la subcubeta de Inca, o en las explotaciones del acuífero liásico en el margen norte. Los valores mayores corresponden al entorno de S'Albufera, donde las explotaciones de agua para regadío alcanzan la zona de mezcla agua dulce–agua salada.

Figura 3.6.2.5 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Sa Pobla en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)

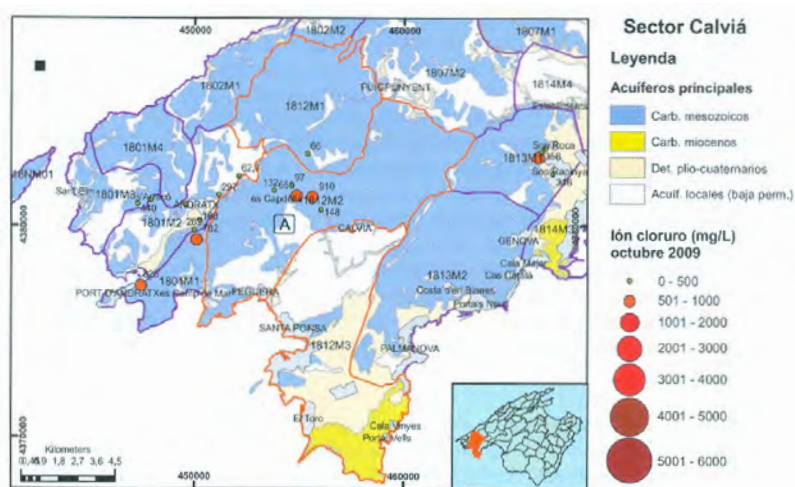


El sector de Calvià, de 128 km², se sitúa al SW de la Serra de Tramuntana. Limita con el mar a lo largo de 45 km de costa. El Llano de Calvià es un gran sinclinal en cuyo núcleo afloran conglomerados oligocenos y en cuyos flancos lo hacen materiales mesozoicos. El flanco oriental del sinclinal correspondería a la vertiente N de Na Burguesa y el flanco occidental a la zona de Capdellà– Camp de Mar. El Llano de Calvià es un área con muy poca entidad hidrogeológica, ya que el acuífero liásico se encuentra confinado por una potente serie de conglomerados oligocenos y margocalizas del Dogger–Malm– Cretácico, que superan 700 m de espesor. El área de mayor interés hidrogeológico corresponde a Camp de Mar–Capdellà, donde las calizas del Lías tienen contacto directo con el mar en el área del Cap

d'Andritxol. Entre las localidades de Capdellà y Calvià existe mezcla con aguas de origen marino. En 1999 el sector de Calvià tenía unas las extracciones mayores que la recarga, con un progresivo descenso de niveles piezométricos, especialmente en la zona de Capdellà, hasta situarse en algunas áreas por debajo del nivel del mar, lo cual provocó intrusión marina.

La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.2.6. El 33% de los puntos observados presentaba conductividades eléctricas superiores a 2,5 mS/cm y el 50% concentraciones superiores a 250 mg/L Cl. A largo plazo se observa un aumento progresivo de la salinidad.

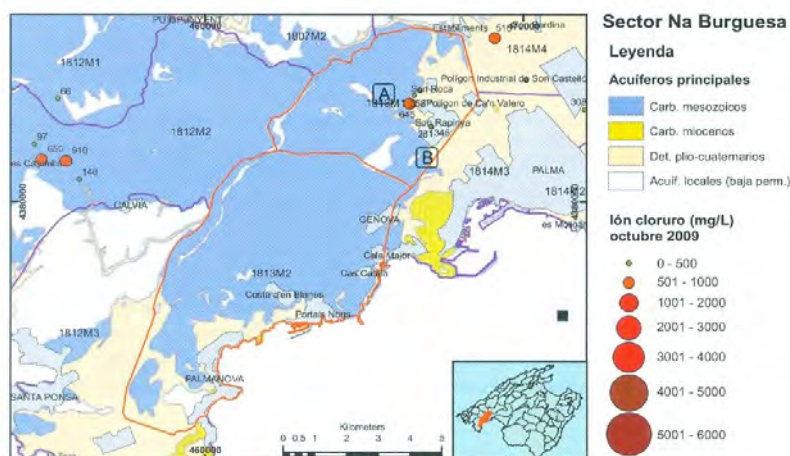
Figura 3.6.2.6 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Calvià en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



El sector de Na Burguesa, de 67 km², se encuentra al W de Palma de Mallorca, en el extremo meridional de la Serra de Tramuntana, abarcando la denominada Serra de Na Burguesa. Limita con el mar a lo largo de 11 km de costa. La formación acuífera consiste en dolomías fracturadas y calizas del Lías e Infralías y por conglomerados y areniscas del Paleógeno. Se trata de acuíferos libres o confinados por las margas y margocalizas del Jurásico medio–superior y Cretácico. Al SE limita con el mar; al NW con el sector de Calvià, cuyo contacto es permeable, y al E con el Llano de Palma, con el que existe cierta conexión hidráulica. En La Vileta se concentran las captaciones de abastecimiento local y en Son Roca las de abastecimiento a la ciudad de Palma.

El agua subterránea tiene intrusión marina en el área de influencia de los pozos de abastecimiento, cuya explotación, desde comienzos de década de 1970, ha superado a la recarga. La conexión del acuífero liásico con el mar no es directa sino a través de su contacto con el acuífero mioceno. En el pasado, la concentración de cloruros llegó a superar 8 g/L. Actualmente se ha producido una gran recuperación en la salinidad del agua desde la puesta en marcha de la desalinizadora de la Badia de Palma. En 1999 se tenían valores de más de 16 mS/cm y 6000 mg/L Cl. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.2.7. Hay una marcada mejora

Figura 3.6.2.7 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Na Burguesa en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



El Pla de Palma, de 370 km², se sitúa en el sector occidental de los Llanos Centrales. Limita al NW con la Serra de Tramuntana, al N con el Llano de Inca– Sa Pobla, al E con las Sierras Centrales y al S y SE con el mar y la Plataforma de Lluçmajor. Limita con el mar a lo largo de 52 km de línea de costa. Está constituido por sedimentos cuaternarios (conglomerados, arenas y gravas) y pliocenos (calcarenitas y eolianitas), interconectados entre sí, formando un acuífero superior Pliocuaternario, y por formaciones del Mioceno Superior (calizas muy karstificadas, calcarenitas y calizas arrecifales) que constituyen un acuífero profundo aislado del acuífero superior por margas del Plioceno inferior.

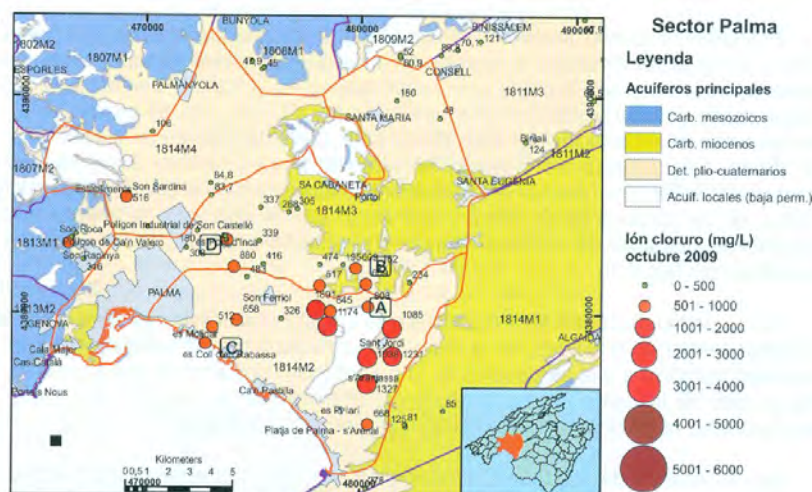
El acuífero mioceno profundo está salinizado en Es Pont d'Inca, en el sector W de la unidad, mientras que no lo está en el extremo opuesto, en Xorrigo, al E del aeropuerto. La intrusión marina de Es Pont d'Inca se produjo de forma rápida durante la explotación intensiva de agua subterránea de las décadas de 1970 y 1980 para el abastecimiento de Palma. La intrusión se extendió hasta la Serra de Na Burguesa, también explotada para el abastecimiento a Palma mediante los sondeos de La Vileta y Son Roca, que extraen de las dolomías del Jurásico inferior, en contacto hidráulico con las calizas arrecifales miocenas. El acuífero pliocuaternario se encuentra salinizado en el sector central de Sant Jordi, entre Sant Jordi y el aeropuerto

de Son Sant Joan. Únicamente queda aislado del proceso de intrusión marina el acuífero cuaternario de Son Reus, en el extremo NW de la unidad hidrogeológica de Palma.

Existe un proceso de intrusión marina generalizado en los puntos que explotan el acuífero profundo mioceno de las áreas de Es Pont d'Inca y Marratxí. La cuña de intrusión avanza desde la línea de costa hacia el interior, desde el SE de Palma, siguiendo un corredor curvo hacia el N. En el año 2000 se superaba puntualmente 4,3 g/L Cl en Es Pont d'Inca. El área comprendida entre S'Arenal, Sant Jordi y el aeropuerto de Son Sant Joan también presentaba varios ascensos salinos muy marcados, donde se superaban 2,5 g/L Cl, con más de 1 g/L Cl en toda el área.

La puesta en marcha en la década de 1990 de un plan de riego con aguas residuales urbanas depuradas procedentes de las plantas depuradoras de Palma ha supuesto una reducción de las extracciones y un retroceso progresivo de la intrusión salina en el sector del Pla de Sant Jordi. Por su parte, la puesta en marcha de la desalinizadora de Bahía de Palma ha disminuido las extracciones en Es Pont d'Inca, La Vileta y Son Roca, reduciéndose notablemente el proceso de intrusión. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.2.8.

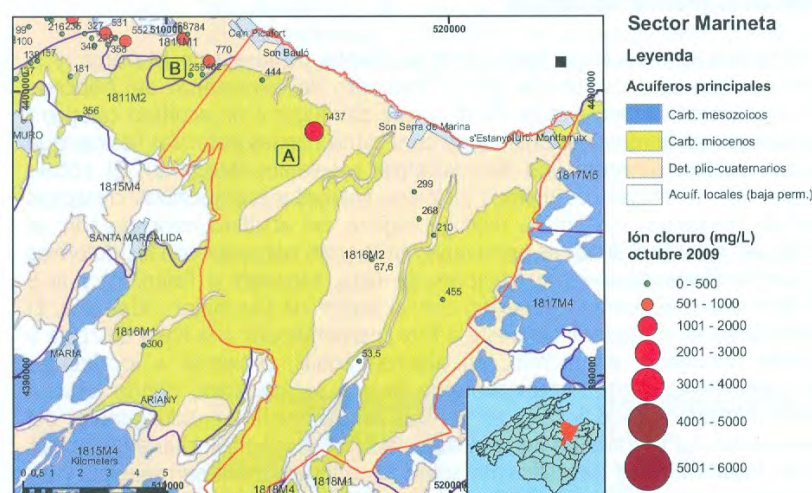
Figura 3.6.2.8 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector del Pla de Palma en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



La formación acuífera del sector de Sa Marineta está constituida por materiales dolomíticos y calcáreos miocenos fisurados (calizas del Pont d'Inca, sólo saturadas cerca de la costa, y calizas arrecifales), con potencia media de 150 m, y por calcarenitas eólicas pliocuaternarias porosas y algo karstificadas en la parte pliocena, con potencia media de 40 m. Los acuíferos miocenos pueden estar ocasionalmente semiconfinados por margas del Plioceno inferior o del Mioceno superior. El zócalo impermeable lo constituyen generalmente las margas del Mioceno medio.

Actualmente, las aguas subterráneas son salinas y cloruradas sódicas en un sector paralelo a la línea de costa y que penetra más de 3 km hacia el interior. La intrusión marina se fue acentuando desde 1995 hasta 1999, cuando se llegó a casi 2 g/L Cl en algunos puntos. En el resto del acuífero no se aprecia intrusión marina y tiene menos de 200 mg/L Cl, si bien las extracciones generan domos salinos. Esto indica que la cuña de intrusión salina penetra en profundidad en el margen oriental hasta más de 5 km de la línea de costa. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y la Figura 3.6.2.9.

Figura 3.6.2.9 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Sa Marineta en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



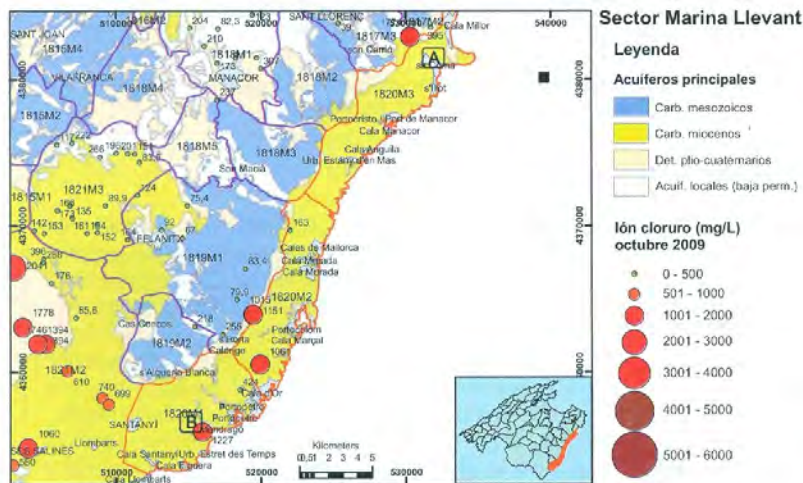
El sector de Sa Marina de Llevant se encuentra en la franja costera oriental de la isla de Mallorca. Está constituida por un conjunto de calcarenitas del Mioceno superior, muy permeables y en contacto con el mar, con potencia media de 70 m. Dan lugar a un acuífero kárstico-detrítico, ocasionalmente conectado con las dolomías liásicas que forman los sectores limítrofes de Sant Llorenç y Felanitx. El zócalo imper-

meable son margas jurásicas, margas y margocalizas cretácicas o margas miocenas. Existe conexión con las dolomías de la Serra de Llevant (sectores de Artà, Manacor y Felanitx) y el sector de Llucmajor-Campos. Los bombeos se concentran en áreas relativamente pequeñas y cercanas a la línea de costa. Se ha producido una progresiva salinización del acuífero mioceno, más acusada en los sectores cercanos a núcleos de

población importantes, donde la concentración de ión cloruro en las aguas subterráneas superaba 2 g/L en 1999. El abastecimiento de las localidades turísticas ubicadas en la proximidad de la línea de costa acentúa el proceso de intrusión. La salinización es importante en Porto Cristo. Al oeste de la localidad de Porto Colom

se observa el desarrollo de un importante domo salino que, debido a la conexión hidráulica con el acuífero dolomítico de Felanitx, invade parcialmente el sector vecino. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y la Figura 3.6.2.10.

Figura 3.6.2.10 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Sa Marina de Llevant en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)

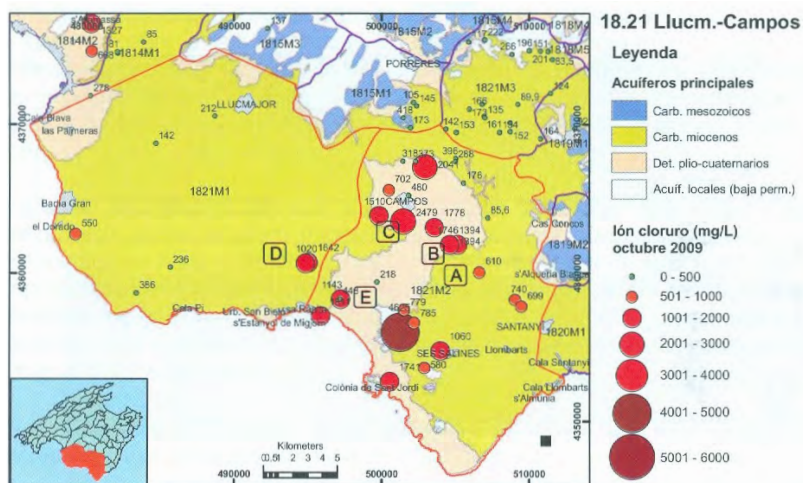


El sector de Lluçmajor–Campos está en el extremo meridional de la isla de Mallorca. En la Plataforma de Lluçmajor hay calizas y calcarenitas arrecifales messinienses–tortonienenses (Mioceno), con una potencia de 120 m y permeabilidad por fisuración, mayor a techo de las calizas arrecifales. La parte superior no siempre está saturada. En el Llano de Campos hay calizas y calcarenitas iguales a las de la Plataforma de Lluçmajor, conectadas con las calizas del Complejo Carbonatado superior messiniense, cuya potencia varía entre 60 y 110 m. Están recubiertas por limos rojos, niveles de lumaquelas y dunas del Cuaternario, con un máximo de 10 m de espesor. Las calizas y calcarenitas miocenas, tanto del Messiniense–Tortonienense como del Complejo Carbonatado Superior, se encuentran conectadas hidráulicamente; el Cuaternario detrítico sólo conecta con las anteriores formaciones en parte del Llano de Campos. En el área de Porreres–Felanitx existen materiales messinienses no saturados, con una potencia

media de 50 m. Las calcarenitas para–arrecifales de Son Talent, del Mioceno medio (Langhiense–Serravaliense), con 60 m de potencia, dan origen a un acuífero confinado y fisurado. El substrato impermeable lo constituyen las margas de Pina (Serravaliense–Langhiense) o los limos de Manacor y las margas con Heterostegina del Tortonienense.

En la zona de Campos se pueden producir depresiones piezométricas debidas al intenso bombeo que se realiza en esta zona durante los meses de verano. En el año 2000 existía de un proceso de intrusión marina generalizada en todo el sector comprendido entre las localidades de Sa Ràpita, Campos y Ses Salines, originado por varios domos salinos, con más de 6 g/L Cl, debido a la gran concentración de bombeos de la zona agrícola de Campos. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.11. Se aprecia una ligera mejoría en comparación con 1999.

Figura 3.6.2.11 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Lluçmajor–Campos octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



En el municipio de Santanyí, al igual que en otros municipios similares costeros, en época estival se cuaduplica la población. Esto es un serio problema para el abastecimiento y ciclo integral del agua, que aumenta si el suministro de agua está a cargo de diversas empresas y no se dispone de suministro externo [LSG, MPM, MLR]. La totalidad del suministro de agua es de origen subterráneo. Los mayores problemas se centran en las áreas de mayor concentración hotelera y de servicios turísticos. Se tiene un deterioro progresivo de la calidad del agua desde hace varias décadas, por aumento de la salinidad y del contenido en nitratos. Algunos usos domiciliarios y hoteleros incorporan reducciones de salinidad mediante pequeñas instalaciones de osmosis inversa, pero es caro, aumenta la demanda de agua por la relativamente baja recuperación y el rechazo se adiciona a las aguas residuales producidas o es devuelto al acuífero, agravando así la actual situación de salinización. El número de piscinas es elevado. Casi cada nueva vivienda tiene una. El abastecimiento clásico domiciliario era la captación de agua de lluvia en cisternas ("cistanys, calamuses"), que se mantenían cuidadosamente. Aún subsisten en viviendas antiguas, pero es algo que no existe en las nuevas. Muchas viviendas disponen de jardines. La red de saneamiento no recoge más que una parte del agua usada. El efluente del tratamiento se evacua en pozos de infiltración, sin vertido superficial. El medio receptor es el propio acuífero utilizado para extraer agua [LSG,

MPM, MLR]. La operación de los sistemas de abastecimiento, además de la estacionalidad, tiene problemas debidos a las notables puntas diurnas, por ejemplo en verano en el momento de retorno de los turistas de la playa por empleo de duchas durante un corto periodo de tiempo. No hay campos de golf en el municipio, aunque sí que los hay en el vecino municipio de Fala-nitx, en el que existen problemas de salinidad y exceso de nitratos en el agua.

Los especialistas de la Administración del agua en Baleares [ABP y CG] realizaron a lo largo del tiempo registros de conductividad eléctrica y temperatura en pozos significativos, que están disponibles, pero sin haber sido estudiados en detalle. En la Figura 3.6.2.12 se muestran algunos correspondientes a las calcarenitas no confinadas del área de Santanyí, en el S de Mallorca. Muestran la existencia de un nivel de agua dulce superior con un tránsito a agua marina que puede ser rápido o escalonado, según la alternancia vertical de capas menos permeables intercaladas. En este caso, la temperatura apunta hacia un agua salina poco renovada, lo que indica menor permeabilidad en profundidad. Esto explica que los pozos locales, a pesar de penetrar en el tramo salino profundo, extraigan agua salobre. Posiblemente la cementación de la parte inferior mejoraría la salinidad con sólo una moderada disminución del caudal. Es algo a estudiar.

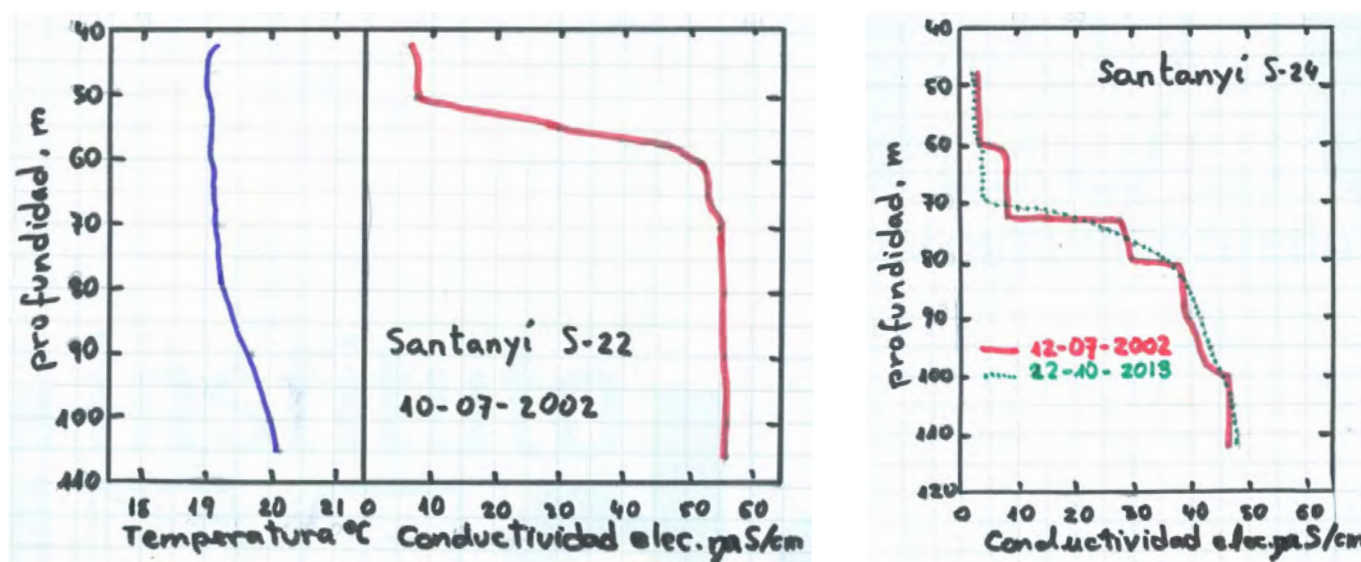


Figura 3.6.12 Registros de salinidad en pozos del área de Santanyí (datos de [ABP y CG])

Las calcanenitas miocenas costeras pueden contener conductos kársticos a nivel el mar o algo por debajo del mismo, como es el caso de la Cova de S'Aigua–Es Dolç, en Colònia Sant Jordi (Campos), explorada recientemente (Gràcia y Fornós, 2014; Gràcia et al., 2014). Como es común en estos casos, sobre el agua salada marina se

encuentra una capa de agua menos salina, incluso dulce en su parte superior, con un tránsito bien definido y relativamente rápido. La Figura 3.6.2.13 muestra la ubicación, la Figura 3.6.14 el recorrido de la cueva sumergida principal y la Figura 3.6.15 los perfiles de salinidad deducidos de la conductividad eléctrica y temperatura.



Figura 3.6.2.13 Ubicación en el sector SE de Colònia Sant Jordi (Campos, SW de Mallorca) del conjunto de conductos kársticos submarinos de Es Dolç (Gràcia et al., 2014)



Figura 3.6.2.14 Planta del conjunto de conductos kársticos submarinos de Es Dolç (Gràcia et al., 2014; Gràcia y Fornós, 2014), en el sector SE de Colònia Sant Jordi (Campos, SW de Mallorca)

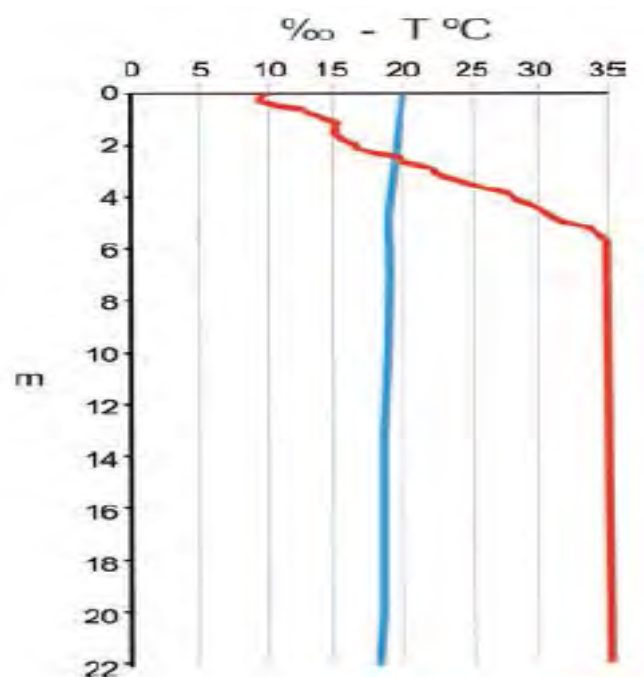


Figura 3.6.2.15 Registros de salinidad (‰), en rojo, y temperatura (°C), en azul, en la cavidad de Es Dolç (Colònia Sant Jordi, Campos, Mallorca) en función de la profundidad bajo el nivel del mar (Gràcia et al., 2014)

Se han realizado algunos estudios hidrogeoquímicos para determinar el proceso de karstificación de los carbonatos, en especial los miocenos, dentro de la zona de mezcla agua dulce–agua salada actual o pasada (Ginés et al., 1981; Herman et al., 1985; Price, 1988; Price y Herman, 1991; Robledo y Durán Balsero, 2007; Van Meir et al., 2004).

En el acuífero de Llucmajor hay pozos con anomalías térmicas (de hasta 50°C), con aguas muy sulfatadas. Estas aguas termales de origen profundo parecen haber tenido una enorme influencia en la karstificación de estas plataformas carbonatadas (Mateos y López García, 2006).

El área de Inca–Sa Pobla es importante, no sólo por la demanda de agua para la población estable, para el turismo y para la agricultura (Candela et al., 2009; Gallimont et al., 2003; von Igel Grisar, 2006), sino también para mantener el humedal de S'Albufera, cuya situación se muestra en la Figura 3.5.2.16. En esta área llana en el corredor (depresión) central de Mallorca, entre la costa W (Palma de Mallorca) y la E (Sa Pobla–Alcúdia), la estructura geológica tiene ciertas

complicaciones. Se separan dos subcuencas (Figura 3.6.2.17), lo que afecta a la evaluación de la recarga (Manzano et al., 1998). La alimentación a S'Albufera es en buena parte por manantiales (ullals) que proceden del basamento jurásico y que se recargan en la Serra de Tramuntana.

La explotación del llano de Inca–Sa Pobla es localmente importante, con numerosos pozos, parte de los cuales son agrícolas, con uso preferente en verano y en determinados momentos invernales para combatir el efecto de las heladas nocturnas sobre las hojas de los cultivos. La extracción de agua subterránea ha favorecido el avance de la intrusión marina. La Figura 3.6.2.18 es una aproximación a la situación en el entorno del año 1990 a partir de una serie de registros de salinidad y temperatura en los diversos sondeos de reconocimiento y observación instalados por el Servicio Geológico de Obras Públicas. En la Figura 3.6.2.19 se muestra la variación de la posición de la isolínea de 0,5 g/L Cl desde 1995 a 2001 en el entorno de S'Albufera, por estaciones. El progreso de la intrusión marina está condicionado por la estructura geológica (Manzano et al., 2002; Mateos et al., 2007).

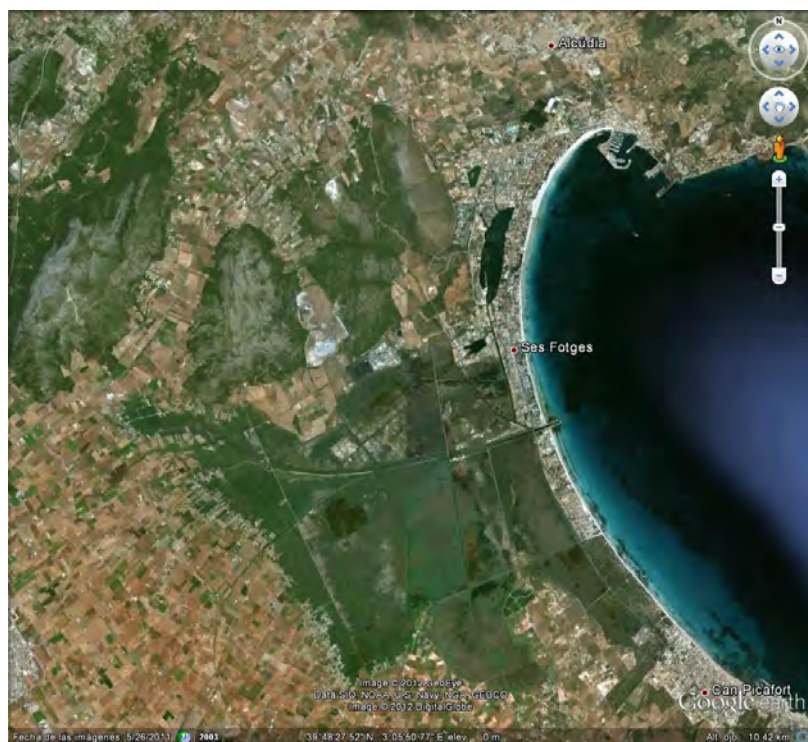


Figura 3.6.2.16 Situación del humedal de S'Albufera en el llano de Sa Pobla

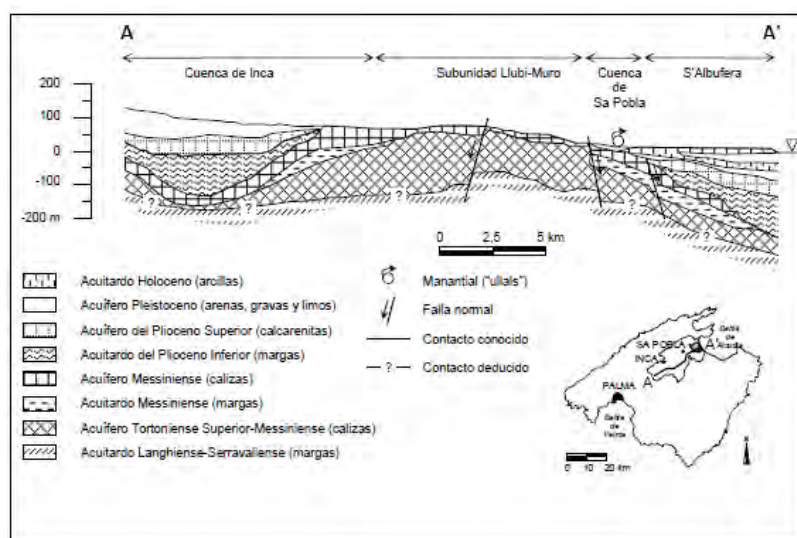


Figura 3.6.2.17 Corte geológico a lo largo de la depresión de Inca–Sa Pobla (Manzano et al., 2002)

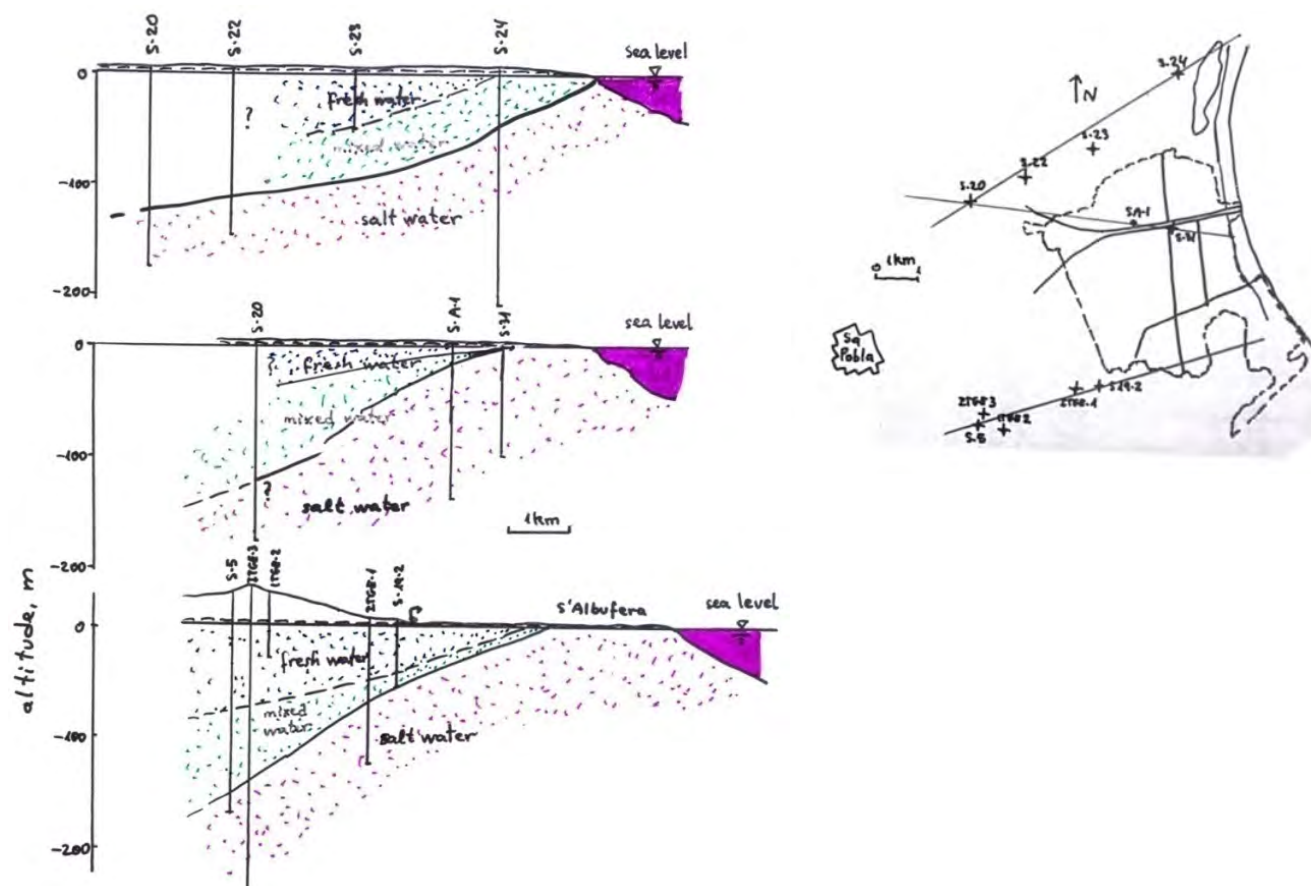


Figura 3.6.2.18 Aproximación a la situación de intrusión marina en el entorno del año 1990 a partir de una serie de registros de salinidad y temperatura en los diversos sondeos de reconocimiento y observación instalados por el Servicio Geológico de Obras Públicas (Custodio et al., 1992; Barón et al., 1997)

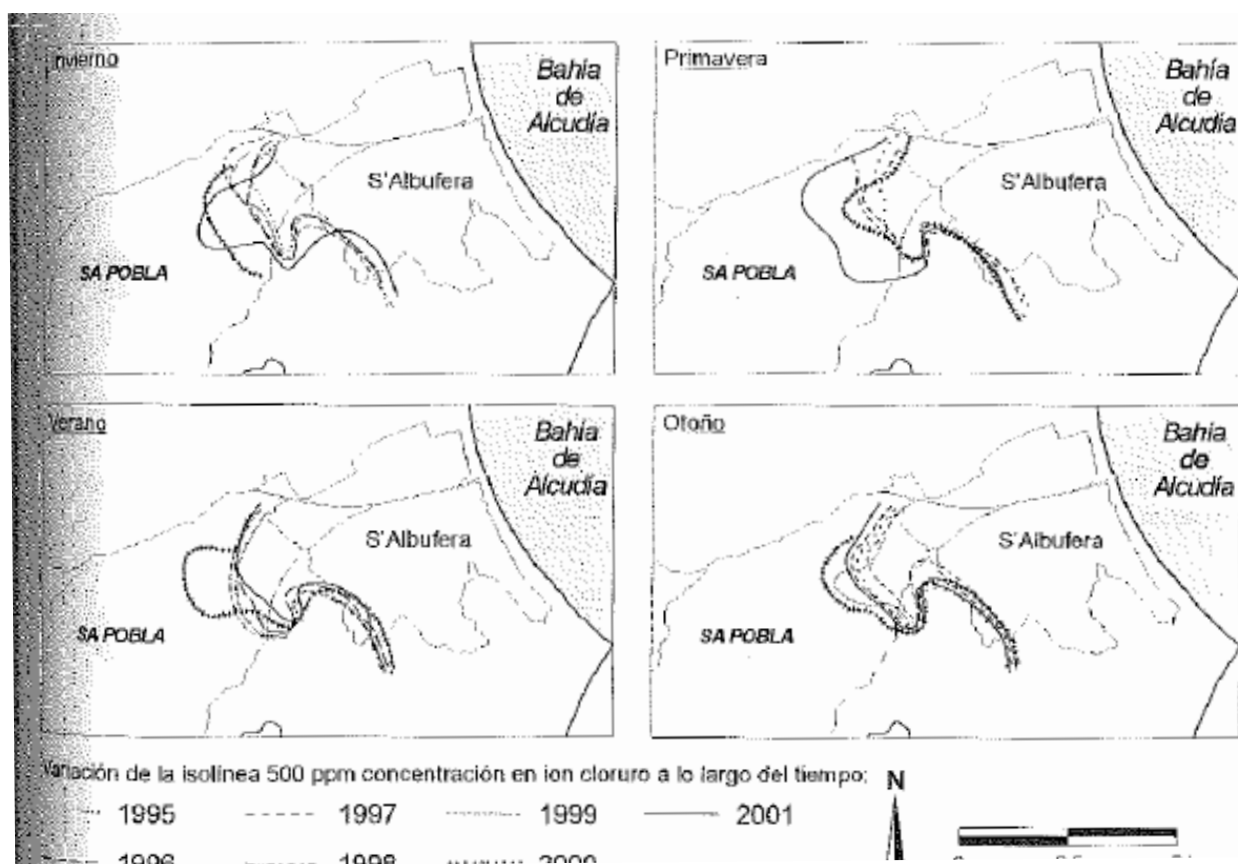


Figura 3.6.2.19 Variación estacional de la posición de la isolínea de 0,5 g/L Cl desde 1995 a 2001 (Gallimont et al., 2003) en el entorno de S'Albufera

En la costa NE aparece el manantial (surgencia) de S'Almadrava, a cierta distancia del litoral y a unos 4 m sobre el nivel del mar, que tiene caudal y salinidad variables. En estiaje el agua alcanza alta salinidad (Gelabert et al.,

1996). Se ha simulado su comportamiento considerando la convergencia de un conducto desde el interior y otro desde el mar con acceso profundo (Sanz et al., 2002; 2008).

3.6.3 Isla de Menorca

El lado NNE de Menorca, a lo largo de la isla, son rocas silíceas con predominio de pizarras metamórficas paleozoicas, que se pueden considerar impermeables. En el sector meridional (SW), denominado Es Migjorn de Menorca, dominan las formaciones arrecifales miocenas sobre un substrato predominantemente mesozoico, que contienen niveles carbonatados de calcarenitas. Estas calcarenitas pueden ser notablemente permeables y forman un acuífero continuo explotado por numerosos pozos, en especial en los entornos de Maó y Ciutadella, en los dos extremos oriental y occidental, respectivamente.

La Figura 3.6.3.1 muestra un corte de las formaciones arrecifales miocenas desde Ciutadella a Maó y la Figura 3.6.3.2 un corte geológico conceptual desde el centro de Menorca a la costa occidental (N–S) de las formaciones arrecifales del acuífero mioceno. La permeabilidad es función de las facies. Cabe distinguir de arriba abajo, aunque con intercalaciones, M2: complejo arrecifal permeable, M12: unidad inferior de barras, con posible karstificación y permeable, T2: unidad basal distal no permeable y Ti: Unidad basal proximal permeable y zócalo mesozoico (Jurásico y Triásico), entre impermeable y permeable, según los sectores.

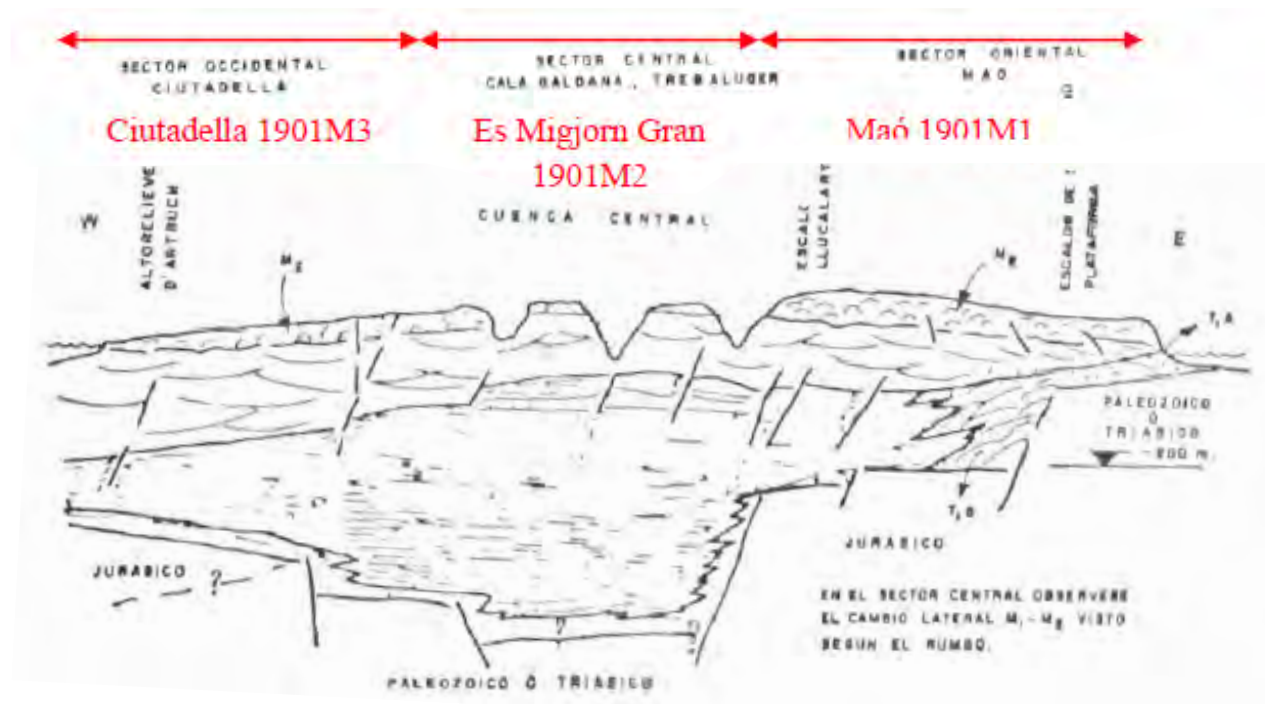


Figura 3.6.3.1 Corte geológico idealizado de las formaciones arrecifales miocenas desde Ciutadella a Maó, según los estudios realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas en la década de 1970 (Barón et al, 1979)

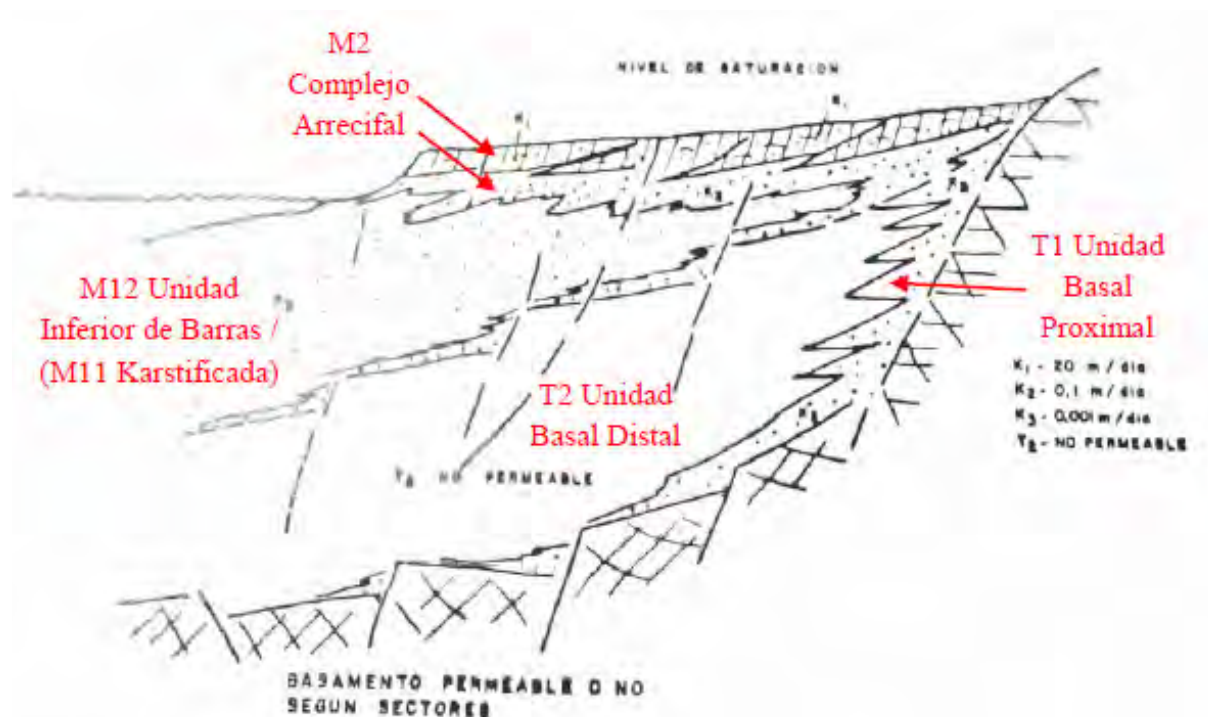


Figura 3.6.3.2 Corte geológico conceptual desde el centro de Menorca a la costa occidental de las formaciones arrecifales del acuífero mioceno, según Barón et al. (1983). La permeabilidad es función de las facies

Utilizando los datos de los estudios realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas, de los numerosos sondeos de reconocimiento perforados y los datos de los pozos, además de las cartografías de Bayó y Barón de la base de las formaciones del Migjorn Gran, Comas Colom (2015), utilizando un modelo de la UPC de tratamiento de datos, ha elaborado mapas de la topografía de la unidad miocena (Figuras 3.6.3.3 y 3.6.3.4).

Figura 3.6.3.3 Topografía de la base de la formación miocena T1 y techo de la T2, según Comas Colom (2015). La línea amarilla indica el límite de los afloramientos de las formaciones miocenas

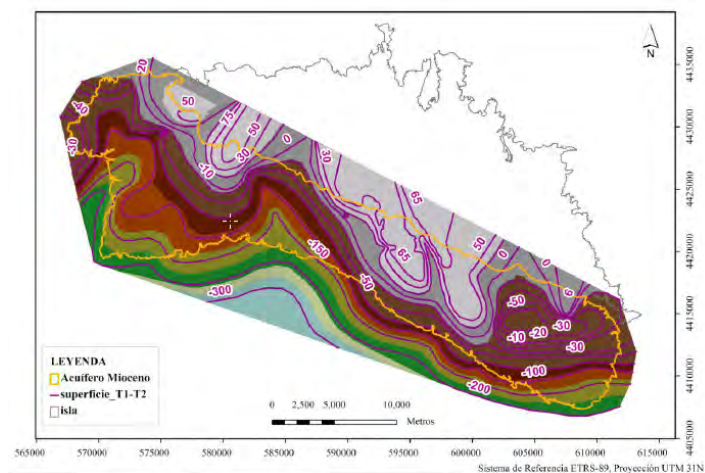
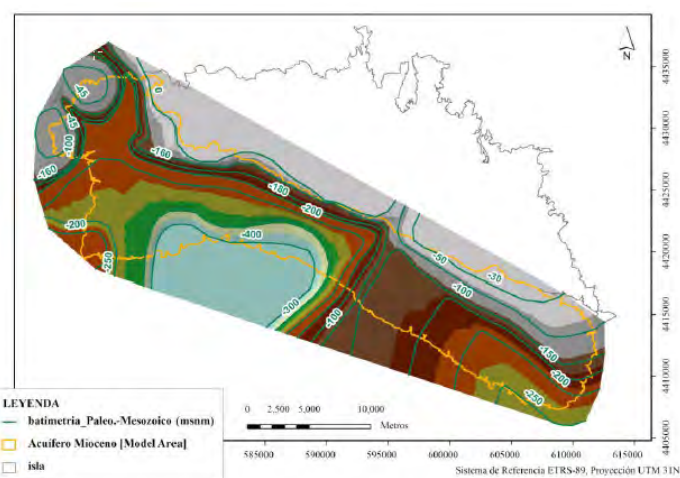


Figura 3.6.3.4 Topografía del techo de las formaciones mesozoicas de Menorca, según Comas Colom (2015). La línea amarilla indica el límite de los afloramientos de las formaciones miocenas



La mitad Norte de la isla se encuentra formada por un conjunto de terrenos paleozoicos del Devónico, Carbonífero y Pérmico, de carácter detrítico (pelitas y grauvacas), con niveles carbonatados, a los que se superpone una serie mesozoica que comienza con sedimentos detríticos y carbonatados del Triásico (facies germánica) y continúa con un conjunto predominantemente calco-dolomítico y margoso del Jurásico y Cretácico.

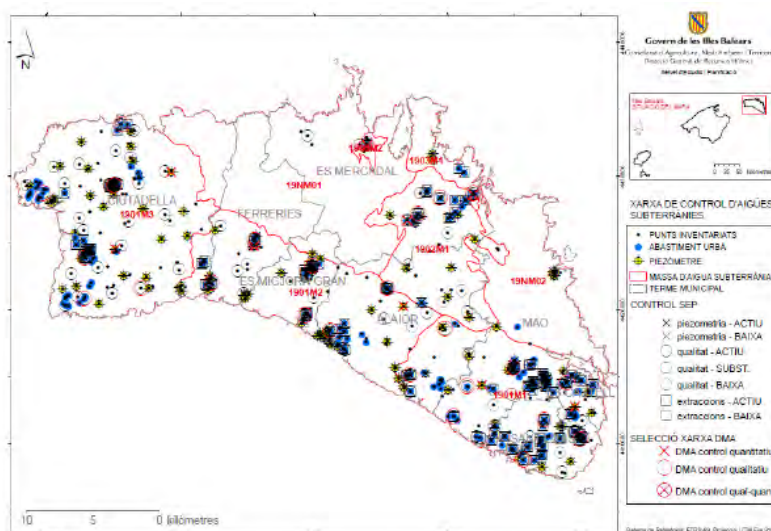
Los afloramientos de materiales paleozoicos que se extienden a lo largo de la mitad septentrional son impermeables (sector de Fornells). Únicamente la existencia de dolomías y calizas del Jurásico inferior dan lugar a la unidad acuífera del área de Albaida y de Tirant-Binimela. La mitad meridional de la isla, entre Maó y Ciutadella, se encuentra cubierta por una serie terciaria (Mioceno) y plio-cuaternaria, carbonatada y detrítico-carbonatada, con disposición tabular muy marcada, sobre la que se encajan los profundos

barrancos que forman la red de drenaje superficial. Es una plataforma de carbonatos miocenos de origen arrecifal, similares a los que orlan los relieves mesozoicos en isla de Mallorca. Constituyen el principal acuífero de la isla, el sector de Migjorn.

Los problemas de intrusión marina conocidos se ubican en el acuífero mioceno, en las proximidades de Ciutadella, en menor medida de Maó y de forma muy puntual en los pozos de abastecimiento de algunos asentamientos turísticos costeros. Son debidos al carácter altamente transmisor de la formación y a la concentración de explotaciones próximas a la línea de costa, en el entorno de las localidades más importantes.

La red de observación del Gobierno Balear es relativamente extensa, como muestra la Figura 3.6.3.5, aunque actualmente su extensión y densidad ha disminuido.

Figura 3.6.3.5 Red de observación de las aguas subterráneas en Menorca, con indicación los puntos actualmente activos y los que no lo están (Comas Colom, 2015)



Con los datos disponibles se puede dibujar la superficie piezométrica de los acuíferos miocenos (Figura 3.6.3.6).

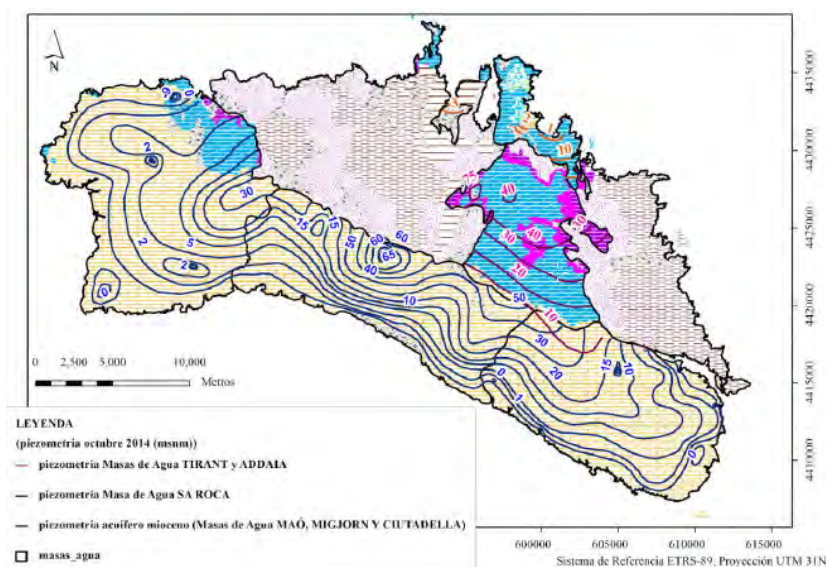


Figura 3.6.3.6 Piezometría de los acuíferos de Menorca a partir de los datos piezométricos de octubre de 2014 (Comas Colom, 2015), en m sobre el nivel del mar

La explotación de los recursos de agua subterránea en Menorca es, en promedio, moderado respecto a la recarga (Fayas y Bayó, 1973; 1978; PHIB, 2015), aunque hay salidas importantes desde las formaciones miocenas al mar, mal cuantificadas, y un exceso de extracción en Ciutadella. Existe una planta de desalinización de agua del mar cerca de Ciutadella, pero no ha entrado en funcionamiento por faltar la infraestructura de conexión a la red de abastecimiento, unos 2 km. En Maó, los acuíferos se mantienen libres de salinización importante por su naturaleza hidrogeológica, que los aísla en buena manera, salvo en la zona costera de Sant Lluís [ABP y CG].

La Figura 3.6.3.7 muestra la distribución de cloruros en 2001 y la Figura 3.6.3.8 su aumento en el periodo 1985–2001. La penetración de la intrusión marina sólo crece en el entorno de Ciutadella y en el de Maó. En general ha ido aumentando, aunque con fluctuaciones. En el resto del área costera no hay salinización detectada; los pozos no cortan ni se aproximan a la cuña salina existente. No se conocen las variaciones verticales de la salinidad.

Figura 3.6.3.7 Distribución del contenido en cloruros en Menorca en 2001 (López-García y Mateos Ruiz, 2003c)

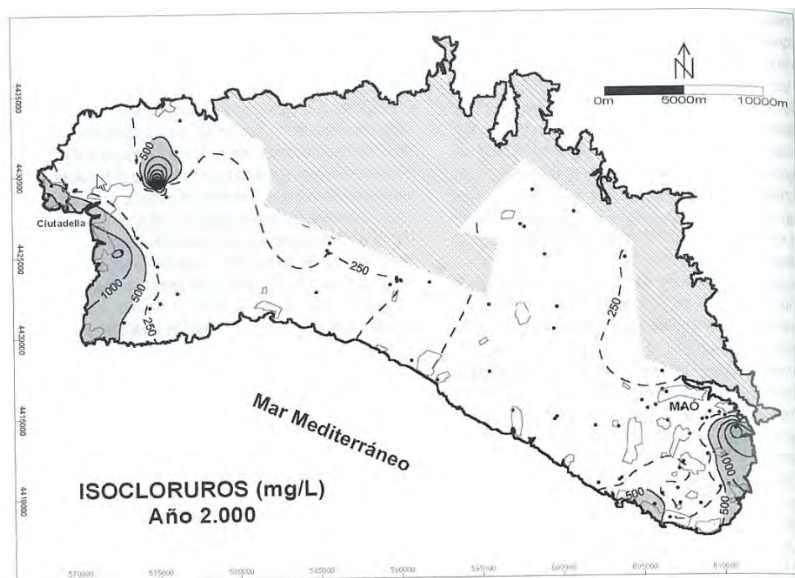
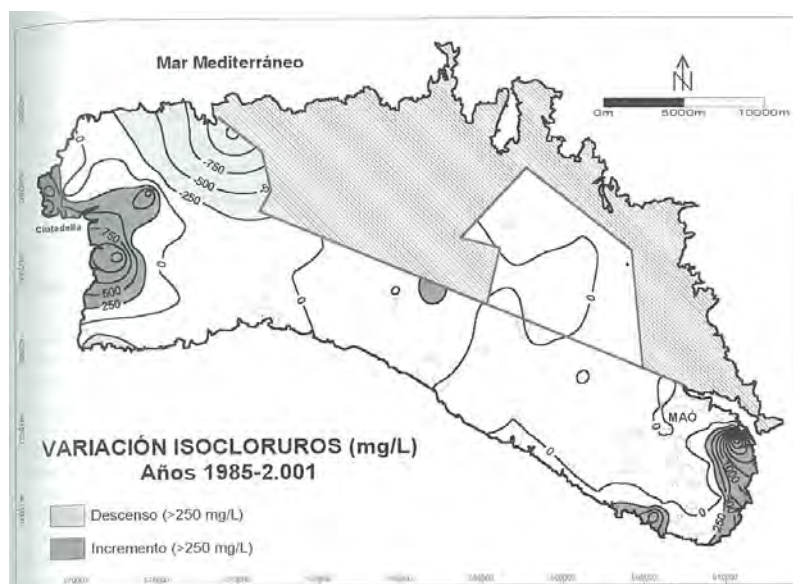


Figura 3.6.3.8 Variación del contenido en cloruros en Menorca entre 1985 y 2001 (López-García y Mateos Ruiz, 2003c)



La situación de la salinidad en las diferentes áreas de Menorca ha sido actualizada por López García y Cantón Ávila (2012). En lo que sigue se aporta un resumen.

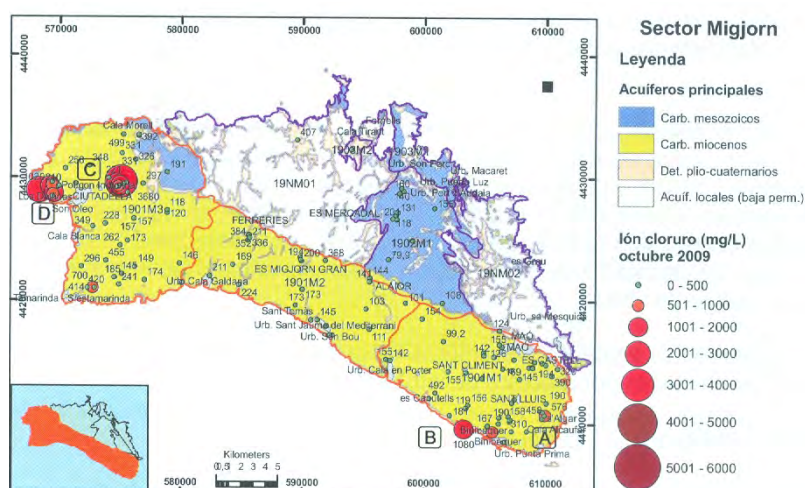
El sector Migjorn, de 391 km², es el dominio hidrogeológico más extenso de Menorca. Cubre toda la mitad meridional de la isla y tiene una línea de costa de 140 km. Casi la totalidad de la unidad está formada por calcarenitas y calcilimolitas miocenas, en facies de talud arrecifal, con una potencia entre 50 y 100 m, pudiendo superar 200 m al sur de Ciutadella. Estos materiales pueden aparecer recubiertos por biocalcarenitas dolomitizadas y eolianitas del Plioceno, con una potencia entre 10 y 50 m. Los principales acuíferos de este sector están tanto en las calcarenitas y eolianitas del conjunto Mioceno–Plioceno como en

los tramos calizos y dolomíticos del conjunto mesozoico, permeables por fisuración y que pueden encontrarse aislados por el conjunto muy poco permeable de la facies Keuper (Triásico superior). Existe una fuerte salinización por intrusión marina en el sector occidental, en los alrededores de Ciutadella, y en el sector más próximo a la costa del tercio oriental.

En el año 2000 la conductividad eléctrica media estaba entre 1 y 2 mS/cm en toda el área, entre 3 y 4 mS/cm en el entorno de Maó y Ciutadella y con picos mayores que 14 mS/cm en los pozos de Es Caragolí para el abastecimiento urbano de Ciutadella. El contenido en cloruros superó 4 g/L al E de Ciutadella. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y la Figura 3,6.3.9.

Se ha observado una disminución de la salinidad, más acentuada en el área de Maó.

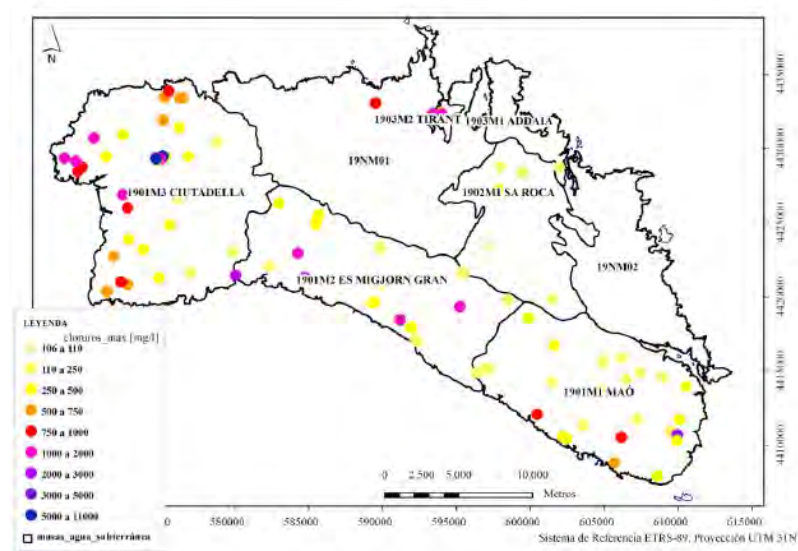
Figura 3.6.4.4 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Migjorn (Menorca) en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



La Figura 3.6.3.10 muestra el contenido máximo de cloruros en el acuífero de Menorca en el periodo

1997–2014, a partir de datos de la red de control de la calidad del agua subterránea.

Figura 3.6.3.10 Contenido máximo de cloruros, en mg/L, en el acuífero de Menorca, en el periodo 1997–2014, a partir de datos de la red de control de la calidad del agua subterránea, según Comas Colom (2015)



3.6.4 Isla de Eivissa (Ibiza)

La geología de Eivissa es relativamente compleja, aunque dominan materiales carbonatados que pueden ser notablemente permeables. La explotación del agua subterránea es intensa en el entorno de las dos poblaciones principales: Eivissa (Ciudad de Ibiza) y Sant Antoni (EPTISA, 1999; PHIB, 2015).

Los comentarios generales que siguen y los de los diferentes sectores son en parte un extracto de López-García y Cantón Ávila (2012).

En su mayor parte, los acuíferos corresponden a: 1) rocas calizas y dolomíticas mesozoicas, del Jurásico inferior principalmente, muy karstificadas y 2) sedimentos detríticos cuaternarios, principalmente gravas y arenas, que colmatan el relleno de las principales cuencas sedimentarias postectónicas. Ambos sistemas están frecuentemente asociados espacialmente por superposición de los terrenos detríticos sobre los calizos. Forman un único acuífero, aunque puede haber separaciones locales debidas a la existencia de margas, arcillas y yesos.

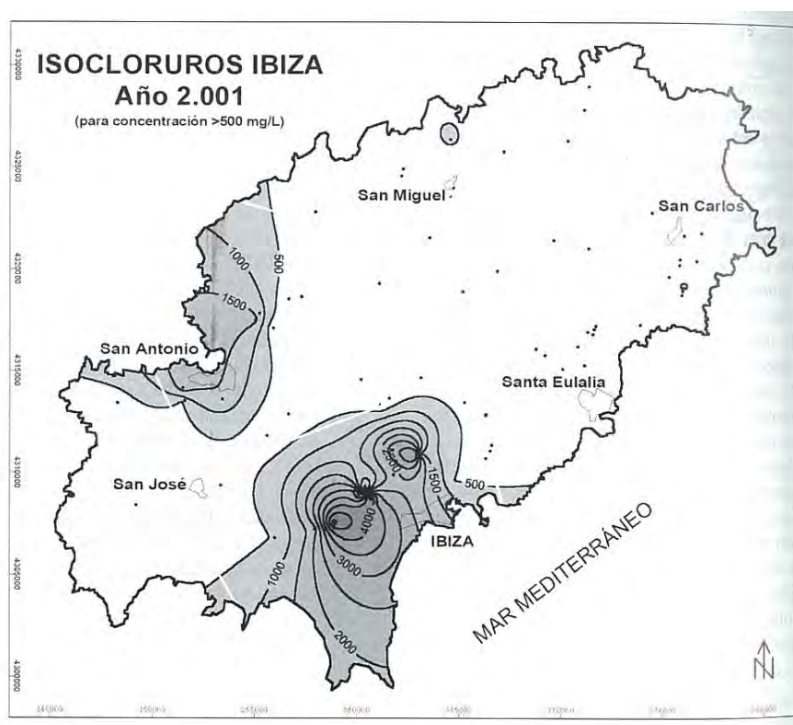
Se han definido 16 masas de agua subterránea. En su mayor parte corresponden a dos tipos de sistemas acuíferos: a) de naturaleza carbonatada representados por rocas calizas y dolomíticas mesozoicas, principalmente del Jurásico inferior y b) en sedimentos detríticos cuaternarios que colmatan el relleno de las principales cuencas sedimentarias posttectónicas, formados por gravas y arenas principalmente. Ambos sistemas aparecen en la mayor parte de los casos asociados espacialmente por superposición de los terrenos detríticos sobre los calizos, formando en conjunto un único acuífero. La separación entre los distintos acuíferos se debe a la presencia en la base y en los laterales de terrenos de naturaleza impermeable, como son margas, arcillas y yesos. La superficie de estos acuíferos, bien por las zonas en que afloran las calizas o los terrenos detríticos (en muchos casos interconectados), está en contacto directo con la atmósfera, constituyendo acuíferos libres.

Los mayores problemas de intrusión marina están asociados al relleno cuaternario de las principales cuencas: los sectores de Eivissa y Sant Antoni, que se extienden a los materiales carbonatados en las zonas donde ambos acuíferos se conectan hidráulicamente. Otras cuencas se encuentran aisladas hidrogeológicamente del mar por la presencia de materiales impermeables, como en el valle del río Santa Eulària, donde la salinización de las aguas de abastecimiento a Santa Eulària d'es Riu guarda relación con la existencia de

evaporitas en los sedimentos del Keuper, que independizan este acuífero del mar. Se detectan algunos problemas muy puntuales de intrusión marina asociados a pozos de abastecimiento próximos a localidades costeras, como en las cercanías de Es Port de Sant Miquel o de Es Canar o el sector de Sant Josep, aunque en este último algunos valores elevados de salinidad en la parte más interna de este sector probablemente estén relacionados con evaporitas.

La consecuencia de la relativamente elevada transmisividad hidráulica de los acuíferos en la costa es una importante salinización de los respectivos acuíferos, en especial el de Eivissa. En los entornos de Santa Eulària (Eulalia) y de Sant Miquel, hasta 2001 el contenido en cloruros se mantuvo próximo al valor de fondo (100 a 200 mg/L Cl), aunque algunos picos hacen presuponer que hay un riesgo de salinización si aumenta la explotación de aguas subterráneas, como ya se apunta en Santa Eulària. Esto explica las precauciones ante nuevas autorizaciones de explotación (López-García y Mateos-Ruiz, 2007; Almazán y Morell, 2012) en lugares no atendidos por las conducciones desde las dos plantas desalinizadora de agua del mar. En el entorno de las dos poblaciones principales se produjo un rápido crecimiento. La Figura 3.6.4.1 muestra la distribución de cloruros en 2001 y la Figura 3.6.4.2 el aumento entre 1986 y 2001. La Figura 3.6.4.3 muestra la distribución de cloruros en 2004.

Figura 3.6.4.1 Distribución del contenido en cloruro, en mg/L, en los acuíferos de Eivissa en 2001 (López-García y Mateos-Ruiz, 2003a)



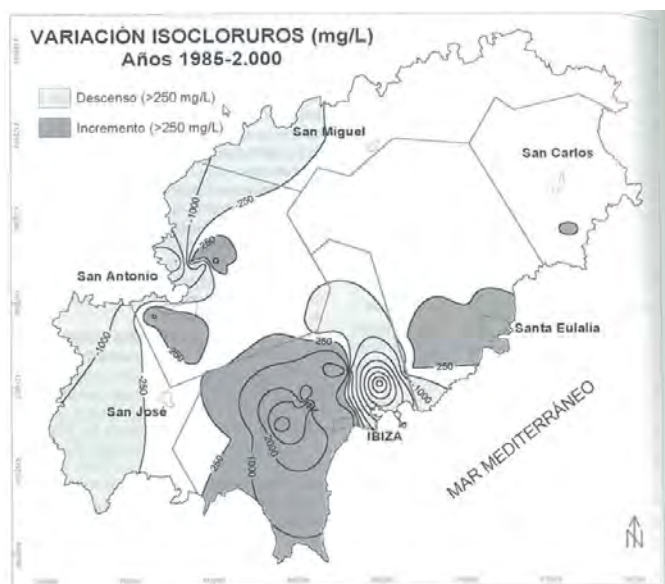


Figura 3.6.4.2 Incremento del contenido en cloruros, en mg/L, en los acuíferos de Eivissa, entre 1986 y 2000 (López-García y Mateos-Ruiz, 2003a)

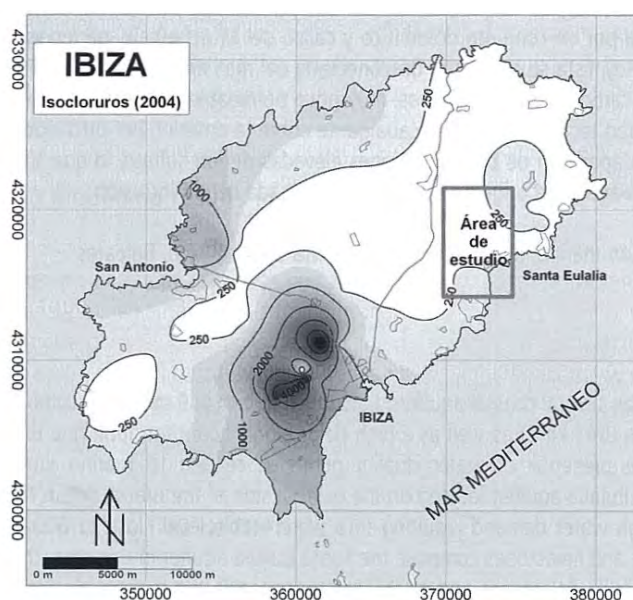


Figura 3.6.4.3 Distribución del contenido en cloruro, en mg/L, en el acuífero de Eivissa en el primer semestre de 2004 (López-García y Mateos-Ruiz, 2007) y valores de fondo

La situación de la salinidad en las diferentes áreas de Eivissa ha sido actualizada por López García y Cantón Ávila (2012). En lo que sigue se aporta un resumen.

El sector de Sant Antoni, de 100 km², está situado en la costa centro-occidental de la isla, con el centro prácticamente situado en la población de Sant Antoni. Existen dos acuíferos: Santa Agnès (Inés), en materiales calcáreos fisurados, con un espesor máximo de 200 m, y los materiales detríticos que recubren al acuífero calcáreo en la zona central, con hasta 20 m de espesor. Se conoce desde hace tiempo la existencia de problemas de intrusión marina en buena parte del Pla de Sant Antoni, en las inmediaciones de Sant Antoni y cerca de la línea de costa. En el año 2000, en el tercio más occidental las salinidades eran cercanas a 2,4 g/L Cl y conductividades eléctricas que superaban 7,6 mS/cm. El resto del sector mostraba menos de 0,5 mg/L Cl y 2 mS/cm. La situación en octubre de 2009 se sinteti-

za en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.4.4. Se observa una notable mejoría.

El sector de Eivissa, de 125 km², está en el sureste de la isla. Contiene dos acuíferos principales: uno en materiales calcáreos fisurados, con un espesor superior a 200 m, y otro en materiales detríticos, con un espesor entre 105 y 20 m. Existe una fuerte intrusión marina que se extiende por la mayor parte de la Serra Grossa, donde se localizan los pozos de abastecimiento urbano a las localidades de Eivissa y Sant Josep. Se superan 0,5 g/L Cl en prácticamente todo el sector, excepto en el acuífero confinado de Santa Gertrudis, entre las áreas vecinas de Santa Eulària y Sant Antoni. Se puede superar 5 g/L Cl en algunos puntos al NE de la localidad de Eivissa. La situación en octubre de 2009 se sintetiza en la Tabla 3.6.1.2 y en la Figura 3.6.4.5. Entre el año 2000 y 2009 no se observa ninguna mejoría de la salinidad.

Figura 3.6.4.4 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Sant Antoni en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)

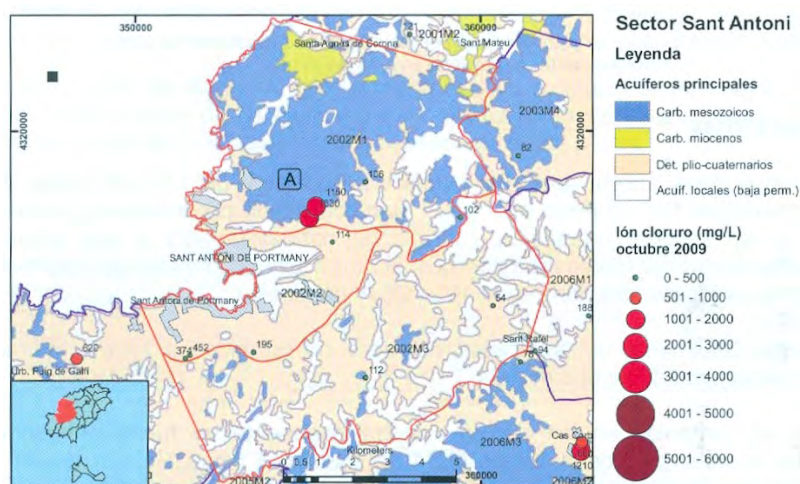
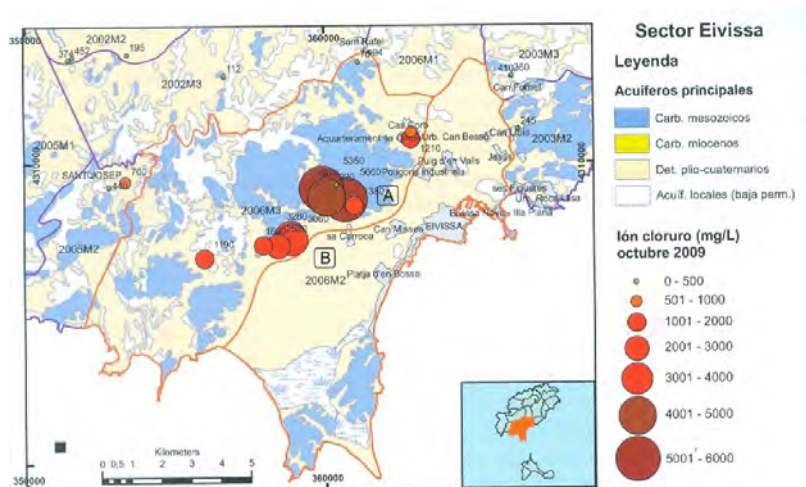


Figura 3.6.4.5 Contenido en ión cloruro en diferentes puntos de los acuíferos del sector de Eivissa en octubre de 2009 (López García y Cantón Ávila, 2012)



3.6.5 Isla de Formentera

La isla de Formentera constituye en sí misma un único acuífero, formado por materiales permeables de edad reciente. El agua marina penetra tierra adentro de forma natural, dando lugar a numerosas lagunas de agua salobre, como el Estany Pudent. En el centro de la isla y en los extremos más elevados existen pozos que extraen agua dulce del acuífero. Antiguamente estos pozos (sínies) eran de gran diámetro y excavados a pico y pala. Hoy son sondeos perforados. En ambos casos, el pozo se ejecuta hasta llegar a cortar el nivel freático del acuífero y no mucho más, ya que si se extrae el agua a mayor profundidad se induce la entrada de agua marina al formarse conos salinos ascensio-

nales cuando se realiza el bombeo. Numerosos pozos antiguos eran comunitarios, como el Pou de Ses Illetes y el Pou d'Es Verro, fomentando una cultura de protección y buen uso del agua.

Desde 1995, con la llegada del turismo, se modificó el panorama y la fuente principal de abastecimiento a la población proviene de dos plantas desalinizadoras de agua de mar, una de propiedad pública y otra privada. Durante los meses estivales se incrementa notablemente la demanda, estimándose un uso medio anual de 1 hm³/año (IGME, 2009).

3.6.6 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

Alfredo Barón Peris. Exjefe de servicio. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
Margalida Comas Colom. Jefe de Servicio. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
Concha González. Exfuncionaria. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
José M^a López García. Unidad Territorial del IGME en Baleares. Palma M
Rosa M^a Mateos. Exjefe Unidad Territorial del IGME en Baleares. Palma M

3.6.7 Referencias sobre los acuíferos costeros de Baleares

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[ABP] Alfredo Barón Peris. Exjefe de servicio. Dir. Gen. Rec. Hídricos Balears
[CG] Concha González. Exfuncionaria. Dir. Gen. Recursos Hídricos Balears
[JFB] Jaume Femenías Blanch. EMAYA. Palma de Mallorca
[JMG] Joana M^a Garau. Dir. Gen. Recursos Hídricos, Govern Balear
[JMHT] Juan Mateo Horrach Torrens. Prof. Economía Empresa. U. Mallorca
[LSG] Llorenç Sebastià Galmés Verger. Batlle de Santanyí
[MCC] Margalida Comas Colom. Jefe Servicio. Dir. Gen. Rec. Hídricos Balears
[MLR] Miquel Llíseras Reche. Gest Ambiental. Mallorca
[MPM] María Pons Montserrat. Regidora Ajuntament de Santanyí
[PMMC] Pere Marc Montserrat Calbó. EMAYA. Palma de Mallorca

Almazán, J.L., Morell, M. (2012). Estudio de la problemática detectada en la nueva concesión de Ibiza y medida de control. IV TIAC, Alicante, I: 559–569.

Barón, A., Bayó, A., Fallas, J.A. (1979). Relación modelo geológico – Modelo hidrogeológico. El acuífero Mioceno de la Isla de Menorca. II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona.

Barón, A., Bayó, A., Fayas, J.A. (1983). Valor acuífero del modelo sedimentario de plataforma carbonatada del Mioceno de la Isla de Menorca. Menorca. 10º Congreso de Sedimentología.

Barón, A., Calahorra, P., Custodio, E., Fayas, J.A., González, C. (1997). Saltwater conditions in Sa Pobla area and S'Albufera Natural Park, NE Mallorca Island, Spain. 13th SWIM (edited 1994), Cagliari: 243–257.

Candela, L., von Igel, W., Elorza, F.J., Aronica, G. (2009). Impact assessment of combined climate and management scenarios on groundwater resources and associated wetland (Majorca, Spain). J. Hydrol., 376(3–4): 510–527.

Cañada Guerrero, P. (1971). Contribución al estudio geológico y mineralógico de la plataforma continental en el área de las islas Columbretes. 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa, Sec. 6: 181–189.

Comas Colom, M. (2015). Gestión y valoración de datos hidrogeológicos de la isla de Menorca. Tesis de Máster Profesional en Hidrología Subterránea. Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea–Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1–157.

Custodio, E.; Barón, A., Rodríguez–Morillo, H., Poncela, R., Bayó, A. (1992). Saline water in S'Albufera Natural Park aquifer system, Mallorca Island (Spain): a preliminary study. 12th SWIM, Barcelona: 661–686.

EPTISA (1999). Asistencia técnica de actualización de Bases de Datos, Cartografía Digital y Edición del Plan Hidrológico de les Illes Balears y su documentación básica. Monografía de las Unidades Hidrogeológicas. Tomo 4, Menorca, Ibiza y Formentera. Junta d'Aigües de Balears, Direcció General de Recursos Hídrics, Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.

EPTISA (2007). Planificación hidrológica de la Directiva Marco: elaboración y análisis de la documentación básica, fijación de objetivos medio ambientales y programa de medidas para su aplicación en el Plan Hidrológico de la Demarcación de Baleares. 2006–2007. Documentación Básica, Fichas y Mapas de las Masas de Agua Subterránea Demarcación de las Baleares. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.

Fayas, J.A. (1989). El agua en las Islas Baleares: explotación, depuración, reutilización. Revista Obra Pública, Barcelona: 68–81.

Fayas, J.A., Bayó, A. (1973). Los recursos hidráulicos totales de la Isla de Menorca. V Coloquio de Investigaciones sobre el Agua. San Sebastián.

Fayas, J.A., Bayó (1978). Water resources of Minorca: evaluation, exploitation and control. Proc. Seminar on Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas with Special Regard to Desalination and Groundwater, San Anton, Malta. Pergamon Press (Publ. 1979), 161–168.

Fuster, J. (1973). Estudio de los recursos hidráulicos totales de Baleares. Comité de Coordinación. Ministerios de Obras Públicas de Industria y de Agricultura. Palma de Mallorca. 2 vols: 1–220 + mapas.

Galimont, A.; Candela, L.; Barón, A.; González, C. (2003). Evolución de la intrusión salina en el Llano de Inca–Sa Pobla, Mallorca (España). II TIAC, Alicante, I: 533–542.

Gràcia, F., Clamor, B., Gamundí, P., et al. (2014). Es dolç (Colònia de Sant Jordi, Ses Salines, Mallorca). Cavitat litoral amb influències hipogèniques excavada a les eolianites quaternàries i als materials del pliocè. Endins (Mallorca), 36: 69–96.

Gràcia, F., Fornós, J.J. (2014). Les morfologies de dissolució hipogèniques i de la zona de mescla litoral a Es Dolç (Colònia de Sant Jordi, Ses Salines, Mallorca). Endins (Mallorca), 36: 97–112.

Gelabert, B., Cardoso, G., Custodio, E., Barón, A., Manzano, M., Juncosa, M. (1996). Nuevas perspectivas sobre la unidad hidrogeológica de S'Almadrava, Serra de Tramuntana (Mallorca): interpretación de datos químicos e isotópicos basada en estudios geológicos. Recursos Hídricos en Regiones Kársticas: Comunicaciones. Vitoria: 201–216.

Ginés, A., Ginés, J., Pomar, L. (1981). Phreatic speleotherms in coastal caves of Majorca (Spain) as indicators of Mediterranean Pleistocene paleolevels. Proc. 8th Int. Cong. Speleo., 2: 533–536.

GV (1989). Islas Columbretes: contribución al estudio de su medio natural. Monografía 5, Generalitat Valènciana, Conselleria d'Obres Públiques i Transports. València: 96–100.

Herman, J.S., Back, W., Pomar, L. (1985). Geochemistry of groundwater in the mixing zone along the eastern coast of Mallorca, Spain. In: Krst Resources. Proc. Ankara–Antalya Symp. IAHS Publ. 161: 467–479.

Iglesias, A., Porras, J. (1978). Re–use of treated sewage for sea water intrusion control in Llano de Palma (Balearic Islands). Seminar on Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas with Special Regard to Desalination and Groundwater. Malta. U.N. Economic Commission for Europe: 481–488.

- IGME (2009) Los Caminos del Agua de las Islas Baleares. Instituto Geológico y Minero de España.
- INTECSA (1987). Plan hidrológico Islas Baleares. DGOH–MOPU and DGOP–Servei Hidràulic. Palma de Mallorca. 7 vols.
- López García, J.M., Cantón Avila, J.L. (2012). Islas Baleares. IV TIAC, Alicante, II: 153–182.
- López–García, J.M.; Mateos, R.M. (2003a). La intrusión marina en los acuíferos costeros de la Isla de Ibiza (España). II TIAC, Alicante, I: 373–382.
- López–García, J.M.; Mateos, R.M. (2003b). La intrusión marina en los acuíferos costeros de la Isla de Mallorca (España). II TIAC, Alicante, I: 383–392.
- López–García, J.M.; Mateos, R.M. (2003c). La intrusión marina en los acuíferos costeros de la Isla de Menorca (España). II TIAC, Alicante, I: 393–400.
- López–García, J.M.; Mateos, R.M. (2007). La protección natural frente a la intrusión marina del acuífero que abastece a la localidad costera de Santa Eulalia del Río, Ibiza. III TIAC, Almería, I: 131–140.
- Manzano, M., Custodio, E., Cardoso da Silva, G.; Lambán, J. (1998). Modelación del efecto del cambio climático sobre la recarga en dos acuíferos carbonatados del área mediterránea. 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo: 1: 322–333.
- Manzano, M., Custodio, E., Riera, X., González, C., Barón, A., Delgado, F. (2002). Saline groundwater in the Inca–Sa Pobla aquifer, SE of Mallorca island (Balearic Islands, Spain). 17th SWIM. Delft, Delft University of Technology: 250–261.
- Mateos, R.M. (2013) Estudio de los recursos hidráulicos totales de las Islas Baleares. Capítulo IV.7. En: J.A. López Geta y J.M. Fornés (eds.), 100 Años de Hidrogeología en España (1900–2000). IGME. Madrid.
- Mateos Ruíz, R.M., López García, J.M. (2003). Retroceso de la intrusión marina debido a la sustitución de aguas subterráneas por aguas residuales tratados para el regadío de una zona agrícola. El Pla de Sant Jordi (Mallorca, España). II TIAC, Alicante, I: 651–658.
- Mateos, R.M., López García, J.M. (2006). Yacimientos geotérmicos en la Isla de Mallorca. En: A. Pulido Bosch y M. Pérez García, Conferencia Internacional sobre Energías Renovables y Tecnologías del Agua, I: 14–20.
- Mateos, R.M., López–García, J.M.; Gelabert, B.; Marcuello, A.; Lledó, J.J.; Queralt, P.; Murillo, J.M.; de la Orden, J.A.; Ortiz, G. (2007). Control geológico de la intrusión marina en los acuíferos que abastecen a la Bahía de Alcúdia, Norte de la Isla de Mallorca. III TIAC, Almería, I: 155–162.
- PHIB (2002). Pla hidrològic de les Illes Balears. Real Decreto 378/2001 de 6 de abril. BOIB 77 de 27 de junio de 2002.
- PHIB (2013). Pla hidrològic de les Illes Balears. Real Decreto 684/2013 de 6 de setiembre. BOIB 180 de 28 de diciembre de 2013.
- PHIB (2015). Plan hidrológico de las Illes Balears 2015–2021. Conselleria d’Agricultura, Medi Ambient i Territori, Govern de les Illes Balears. Mayo de 2015: 1–497 + 11 Anejos. dma.caib.es
- Price, R.M. (1988). Geochemical investigation of salt water intrusion along the coast of Mallorca, Spain. Dep. of Environmental Sciences. Univ. of Virginia. M.S. Thesis: 1–186.

Price, R.M., Herman, J.S. (1991). Geochemical investigation of salt–water intrusion into coastal carbonate aquifer: Mallorca, Spain. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 103: 1270–1279.

Robledo, P.A., Durán Valsero, J.J. (2007). Caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas en los sistemas endokársticos de la plataforma carbonática de Santanyí, Mallorca, España. *III TIAC, Almería*. I: 677–684.

Sanz, E., Custodio, E., Carrera, J., Ayora, C., Barón, A., González, C. (2002). Modelling coastal salty springs: first approach in carbonate media (S'Almadrava, Mallorca, Spain). *17th SWIM, Delft, Delft University of Technology*: 195–203.

Sanz, E., Custodio, E., Carrera, J., Ayora, C., Barón, A., González, C. (2008). Modeling karst salty springs in coastal carbonate aquifers (S'Almadrava, Mallorca, Spain). *2nd Intern. Conf. Salt Water Intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management (SWICA)*. Mérida, Yucatán, México.

Van Meir, N., Jaeggi, D., Herfort, M., Loew, S., Pezard, Ph., Gouze, Ph., Lods, G. (2004). Development of a European test site in a coastal reefal limestone aquifer at Campos (Mallorca, Spain). *18th SWIM, Cartagena*: 289–303.

Von Igel Grisar, W.F. (2006). Impactos del cambio climático y escenarios de gestión en la Unidad Hidrogeológica de Inca–Sa Pobla (Mallorca, España). Tesis de Master en Hidrología Subterránea. Departament d'Enginyeria del Terreny i Cartogràfica. UPC. Barcelona.

3.7 Archipiélago de Canarias

3.7.1 Consideraciones generales

El archipiélago volcánico de las Islas Canarias está situado en el Atlántico oriental, frente a las costas del Sahara. Las siete islas principales se extienden de E a W a lo largo de 400 km (Figura 3.7.1.1; Tabla 3.7.1.1), con una superficie total de 7470 km², una longitud de costa de 1064 km y un perímetro litoral de 4270 km. Una buena parte del territorio presenta grandes

pendientes y numerosos barrancos profundos, aunque Lanzarote y Fuerteventura son más suaves. La población, de algo más de 2 millones de habitantes, se asienta preferentemente cerca de la costa y en vegas interiores de medianías (altitudes medias). Las cumbres apenas tienen población.

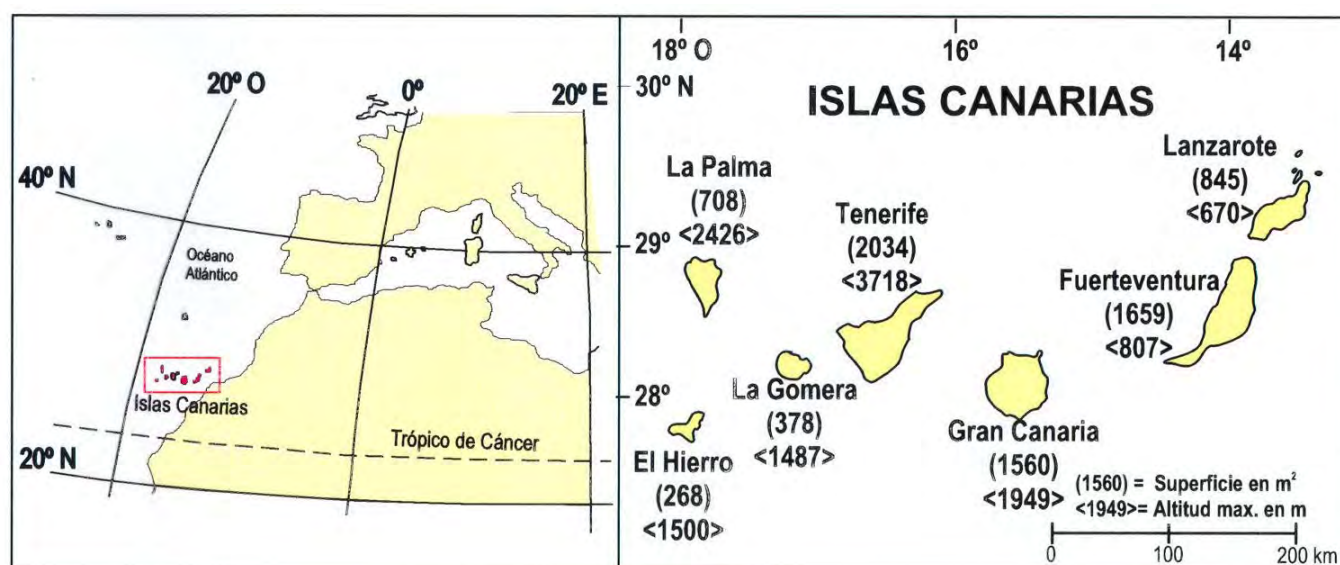


Figura 3.7.1.1 Situación de Canarias y de las islas, con su superficie (km²) y altitud máxima <m>

Tabla 3.7.1.1 Datos básicos fisiográficos generales de las Islas Canarias

LZ = Lanzarote; FV = Fuerteventura; GC = Gran Canaria; TF = Tenerife; GO = La Gomera; HI = El Hierro

Isla	LZ	FV	GC	TF	LP	GO	HI	Total
Superficie, km ²	850	1650	1570	2050	710	370	270	7470
Altitud máxima, m	670	807	1954	3718	2426	1484	1501	
Longitud de costa, km	140	240	170	254	112	76	86	1064
Perímetro litoral, km	402	558	1010	1315	535	256	174	4270

Están totalmente formadas por materiales volcánicos intraplaca y los que se derivan de los mismos, con sólo algunos pequeños afloramientos de sedimentos marinos del suelo oceánico sobre el que se asientan. Estos materiales tienen características hidrogeológicas muy variables. Forman complejos sistemas notablemente heterogéneos, con estructuras asociadas a su génesis, evolución, tipología de roca, edad de sus materiales y procesos endógenos de alteración de las rocas. A grandes rasgos, cada centro o alineación de volcanismo principal, uno o varios por isla, ha dado origen a un núcleo de baja permeabilidad, cubierto y rodeado de formaciones volcánicas más recientes, progresivamente menos alteradas y más permeables, aunque cada vez menos extensas. En el caso de Canarias suelen quedar por encima del nivel actual del mar.

Hidrogeológicamente se consideran acuíferos insulares únicos, aunque en detalle son complejos y separables en unidades con características propias, aunque estrechamente relacionadas. Cada isla tiene condiciones hidrogeológicas distintas y hay notables variaciones dentro de una misma isla, en función de su génesis, edad, estado de formación y erosión, rasgos que condicionan y modulan la precipitación y distribución espacial de la misma.

La superficie del terreno insular es en general permeable, lo que facilita la infiltración de la precipitación y favorece que ésta se convierta en recarga. En cumbres puede tener cierta relevancia la nieve y la lluvia oculta que produce la niebla. El papel de la escorrentía superficial es variable según las circunstancias locales. La relación entre los valores medios anuales de la recarga y la precipitación puede variar desde menos del 2% en las áreas áridas costeras, o sea menos de 2 mm/año, hasta más del 50% en las áreas más lluviosas, o sea

hasta 300–400 mm/a. La proximidad a la costa suele llevar a que la recarga en las áreas áridas periféricas del sur pueda ser salobre. En medianías y cumbres la recarga puede ser grande. Así, en Gran Canaria se estima del orden del 25% al 35% e incluso hasta el 50%, o sea entre 100 y 250 mm/año, hasta más de 400 mm/año (Cabrera et al., 2013; Naranjo et al., 2014; Naranjo et al., 2015).

En estado natural, el agua recargada fluía subterráneamente de cumbre a mar, con descarga difusa periférica a lo largo de la costa y con algunas descargas importantes en nacientes (manantiales) en islas altas de núcleo, como es el caso de Gran Canaria, y en fondos de barranco. En Tenerife, su cobertera de materiales volcánicos recientes favorecen la descarga de agua subterránea lo largo de la costa, con escasas y pequeñas descargas en el interior de la isla. En las áreas costeras el problema principal es la salinización. Cada isla tiene condiciones propias que en algunas de ellas se reflejan en sus planes hidrológicos. Los detalles pueden verse en MASE (2015) y SPA–15 (1975).

La explotación del agua subterránea mediante pozos y galerías es intensiva. Esto ha producido en las islas centrales importantes descensos freáticos, de hasta varios metros anuales en zonas medias (medianías) y altas (cumbres) y valores acumulados de hasta más de 300 m, con una progresiva disminución de los caudales captados y de los nacientes, muchos de los cuales se ha secado. En las áreas costeras los descensos piezométricos han sido menores, pero hay áreas con niveles freáticos por debajo del nivel del mar. La salinidad del agua subterránea costera puede ser naturalmente alta por efecto de aridez climática y empeorar por ascenso de aguas salinas profundas y localmente por intrusión marina lateral actual.

El Estudio Científico de los Recursos de Agua en las Islas Canarias, realizado entre 1970 y 1974 (SPA-15, 1975), sentó las bases del conocimiento hidrológico e hidrogeológico de Canarias. Los estudios fueron más extensos en Gran Canaria y Tenerife. Se elaboró un modelo conceptual general de los acuíferos insulares volcánicos, el cual se ha ido mejorando y universalizando progresivamente. Cabrera et al. (2011) recogen esta evolución hasta ese momento. El esquema conceptual es un acuífero constituido por un núcleo de baja permeabilidad y una cobertera y periferia de materiales más permeables que conducen el flujo de agua, aunque un espesor notable de la parte superior puede estar no saturada (Custodio, 1989; 2007; Custodio y Cabrera, 2008). Este esquema debe adaptarse a la geología local en cada caso particular. Macroscópicamente se observa un aumento progresivo de la salinidad de las aguas subterráneas desde las zonas altas hacia la costa. Ello es debido a la cada vez menor precipitación y mayor evapotranspiración y deposición atmosférica con la mayor proximidad a la costa y a la mayor superficie en el caso de disposiciones circulares, además de la posible contribución del aporte de CO₂ volcánico al aumento de la meteorización profunda de las rocas, aunque no incrementa significativamente, en general, el contenido en cloruros. Es lo que se denomina efecto climático o de aridificación, al que se ha dedicado especial atención en Canarias (Custodio, 1990; 1992; Custodio y Jódar, 2016). A esto se une en ciertas áreas los aportes de gases endógenos o de retornos de riego.

Los conocimientos generales, que después se han ido desarrollando y profundizando, se expusieron y contrastaron con los conocimientos del momento en otras islas y terrenos volcánicos de otros lugares en el Simposio Internacional de Arrecife de Lanzarote de 1975 (Custodio, 1978). Aportaciones posteriores generales de interés se produjeron posteriormente al SPA-15 (1975) dentro del proyecto CANHIDRO (1990), desarrollado entre 1985 y 1990, con orientación socio-económica. Los resultados han quedado mayormente inéditos. Una reciente visión general es la de Galindo (2012). Los aspectos generales en cuanto a la intrusión marina han sido considerados en Custodio (1988b; 2010). Los trabajos asociados a los primeros planes hidrológicos de finales de la década de 1990 y principios de la de 2000 han aportado mejoras al inventario y nuevas observaciones, pero pocos nuevos reconocimientos generales, pero sí algunos relevantes de detalle en relación con nuevas descripciones de los materiales perforados por las captaciones. Los

posteriores, que corresponden a los requisitos de la DMA europea, aportan pocas cosas nuevas en general. Mayormente se apoyan en conocimientos anteriores.

Para la aplicación de la Ley de Aguas de Canarias se estableció la obligación de que todos los usuarios que captan aguas subterráneas, tanto si están inscritos en el Registro como en el Catálogo, deben proporcionar a la administración del agua (inicialmente los Servicios Hidráulicos y después los Consejos Insulares) datos periódicos sobre los caudales y volúmenes de agua captados, los niveles del agua en caso de pozos y un análisis químico anual. Según el Decreto 186/1990, había que practicar al menos un aforo anual de cada pozo, acompañando medidas del ion cloruro y del consumo energético de la prueba, la altura manométrica y las características del equipo de bombeo. En las galerías y nacientes se exigía una medida anual similar. Tras la inscripción en el Registro de Aguas, en el caso de las galerías sólo se exigía un nuevo aforo si los caudales variaban al menos el 5% en relación con el aforo de fecha anterior. En el caso de Tenerife, tras la entrada en vigor del Plan Hidrológico Insular de 1997 y el posterior de 2015, la información a facilitar al CIATF es más compleja y exhaustiva.

Los expedientes de captaciones de que se disponía en los Servicios Hidráulicos anteriores a los actuales Consejos Insulares de Aguas como resultado de la aplicación de la legislación especial previa a la actual Ley de Aguas de Canarias, las inscripciones derivadas de esta Ley y los datos derivados de la normativa de datos anteriormente expuesta hace que la situación de conocimiento de la captación de aguas subterráneas en Canarias sea potencialmente mayor que en las Demarcaciones Hidrográficas (Fluviales) de la Península. Pero, con carácter general, las obligaciones se han ido incumpliendo progresivamente ante la escasa atención y vigilancia por una parte de la administración de agua y porque al parecer estos datos aportados están mayormente sin elaborar, no informatizados y no se hacen públicos. Tenerife es una excepción, ya que se mantiene la obtención de información y su acceso público,

En general, en Canarias, la existencia de galerías penetrables y de pozos de gran diámetro que se pueden bajar con los dispositivos existentes (winche y cacharrón) ha permitido reconocimientos de detalle del terreno en profundidad, muestreos en el lugar de afloramiento y observar la posición del nivel freático. Estos reconocimientos, mediciones y muestreo han

sido esenciales para el progreso del conocimiento. No son operaciones exentas de notables riesgos además de costosas. Algunos accidentes y una mayor concienciación por la seguridad han hecho que actualmente sean operaciones muy restringidas y que requieren permisos especiales. Así, la posibilidad de observación periódica en profundidad se ha ido haciendo cada vez más difícil o es impracticable. El 25 de noviembre de 2008 se publicó el Decreto 238/2008, que establece las condiciones y requerimientos básicos para garantizar la seguridad de las personas que accedan al interior de las obras e instalaciones hidráulicas subterráneas del Archipiélago Canario o transiten por sus inmediaciones. Las normas tienen aplicación, entre otros, a pozos destinados a captación de aguas en los que se realizan labores de mantenimiento, sostenimiento de maquinaria y circulación del personal. Dicho Decreto obliga a las Comunidades de Aguas a realizar revisiones técnicas de instalaciones y de los elementos de seguridad del pozo (cables, winches de personal y de transporte, etc.) para poder elevar el agua.

En algunas islas (GC, TF, LP, GO, HI) ha sido importante la utilización medioambiental del área costera ligada al agua subterránea para aprovechamiento de bañistas y pescadores y en especial aprovechamiento balneario. Existen manantiales no declarados oficialmente como agua minero–medicinal, pero que tradicionalmente se aprovechan como de uso “curativo”, el cual no siempre está regulado y controlado {ESB}.

El agua salina tiene un uso tradicional recreativo en piscinas de agua de mar tanto en complejos hoteleros y de apartamentos. También se utilizan aquellas que han sido declaradas como agua minero–medicinal y/o termal para uso balneario (Fuencaliente, La Palma; Pozo La Salud, El Hierro) o tipo spa. Así mismo se utiliza con fines industriales para la obtención de sal. De las 56 salinas productivas que existieron antaño se ha pasado a: 4: Janubio (Lanzarote), Fuencaliente (La Palma), Tenefé (Pozo Izquierdo, Gran Canaria) y Arinaga (Gran Canaria) {RPP}.

La desalinización de agua marina se inició en 1963 en Arrecife de Lanzarote. Después se extendió a gran escala por toda la provincia oriental de Las Palmas. A partir de 1980 ha penetrado en Tenerife y más recientemente en El Hierro. El agua producida se utiliza principalmente para abastecimiento y ocasionalmente o moderadamente para regadío, según muestra la Tabla 3.7.1.2. La demanda energética es grande en términos absolutos y relativos y eso supone una fuerte dependencia del exterior, además de la tecnológica, lo que a nivel insular es algo a sopesar. Se mantiene una política favorable a la desalinización con energía renovable, principalmente eólica, con realizaciones ya en funcionamiento, y termosolar y fotovoltaica con plantas individuales de hasta 10 MWe para unidades pequeñas de desalobración. Pero no está clara su financiación y rentabilidad.

Tabla 3.7.1.2 Utilización de agua en agricultura para regadío según su origen en las diferentes islas
Fuente: Audiencia de Cuentas de Canarias: Informe de fiscalización del saneamiento del agua por las entidades locales, ejercicio 2013 (10/12/2015)
LZ = Lanzarote; FV = Fuerteventura; GC = Gran Canaria; TF = Tenerife; GO = La Gomera; HI = El Hierro

Isla	LZ	FV	GC	TF	LP	GO	HI
Agua subterránea (y superficial)			X	X	X	X	X
Agua marina desalinizada	X	X	X				
Agua regenerada	X	X	X	X			

Las siete islas mayores del archipiélago de Canarias (Figura 3.7.1.1) son administrativamente demarcaciones hidrológicas distintas, de modo que cada una debe elaborar su Plan Hidrológico.

En lo que sigue se reúnen los datos por grupos de islas, de oriente a occidente.

3.7.2 Islas orientales: Lanzarote y Fuerteventura

Buena parte de la información sobre agua subterránea en **Lanzarote** es la que se produjo durante el proyecto SPA-15 y que está contenida en buena parte en un informe específico y en un estudio hidrogeoquímico (Custodio et al., 1974). La extracción de agua subterránea, que en 1972 era de $0,36 \text{ hm}^3/\text{año}$, ahora es posiblemente de $0,2 \text{ hm}^3/\text{año}$. Para una recarga estimada de $3,5 \text{ hm}^3/\text{año}$, el índice de explotación, que era de 0,1, ahora es de 0,06. La diferencia entre la recarga y la extracción determina la descarga insular al mar a lo largo de la costa y en especial por los tramos costeros con materiales volcánicos más recientes. El PHLZ (2015), con una notable orientación biológico-ecológica, sólo menciona que no hay intrusión marina según el anterior plan hidrológico. Se dispone de un único punto de observación del agua subterránea en las proximidades de Yaiza.

La escasa explotación de aguas subterráneas, en especial cerca de la costa, hace que no se manifiesten problemas de intrusión marina en captaciones, aunque puede haberlas en servicios secundarios en algunos hoteles.

Hay formaciones volcánicas históricas, recientes y modernas a lo largo de la costa, muy permeables y con un apreciable espesor. En ensayos realizados en la década de 1970 por el Servicio Geológico de Obras Públicas cerca de Puerto Naos se obtuvieron transmi-

sividades hidráulicas superiores a $10.000 \text{ m}^2/\text{día}$. En estas condiciones y con escasa recarga dada la aridez climática y ser las cuencas pequeñas, cabe esperar que la cuña de agua salina sea notablemente penetrante en las formaciones más jóvenes, hasta que el núcleo se eleve por encima del nivel del mar. Estas formaciones modernas se muestran en la Figura 3.7.2.1.

En las proximidades de Puerto Mármoles, al N de Arrecife de Lanzarote, en 1963 se instaló la primera planta de desalinización de agua del mar de Canarias, operada por Termolanza. Era de evaporación en múltiples etapas. La toma de agua marina se realizaba mediante pozos en el malpaís de lavas recientes allí existente. Actualmente, cerca de las Salinas de Janubio (Yaiza) operan tres unidades de desalinización de agua marina con capacidades respectivas de 3500, 4000 y $4500 \text{ m}^3/\text{día}$. Las salmueras residuales se vierten por emisario. Adicionalmente hay pequeñas plantas de desalobración privadas para reducir la alta salinidad natural de las aguas subterráneas, en especial en Costa Teguise y áreas turísticas; 12 están censadas y posiblemente haya hasta unas 60. No se conoce cómo y a dónde vierten las salmueras residuales. Se recupera el 75% del agua usada y de esta se depura el 86%. El grado de reutilización es pequeño. Es principalmente para riego de áreas verdes y explotaciones agrícolas en Vega de Machín, Zonzamas y Tías.



Figura 3.7.2.1 Litologías de Lanzarote y sus islotes (modificada de Ancochea, 2004). Los materiales de las erupciones históricas y del Pleistoceno superior-Holoceno son potencialmente muy permeables. Las rocas más antiguas pertenecen al Edificio Ajaches y Edificio Famara y representan los materiales menos permeables.

La isla de **Fuerteventura** es geológicamente compleja. En ella afloran sedimentos depositados en la corteza oceánica, rocas intrusivas profundas y formaciones volcánicas submarinas. Sobre ellas yacen los escudos volcánicos basálticos miocenos y las efusiones posteriores, que incluyen efusiones volcánicas subterráneas, algunas de las cuales alcanzan la costa. Se ha producido una progresiva elevación de toda la isla. Hay importantes formaciones dunares. Con posterioridad al estudio SPA-15 (1975), el IGME mantuvo hasta el inicio de la década de 2000 diversos estudios y observaciones. Una parte importante del conocimiento de detalle se concentra en el Macizo de Betancuria y su entorno, en la parte central de la isla, como una

investigación de las características y funcionamiento de los acuíferos, incluyendo estudios hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales (Herrera y Custodio, 2008; 2011). Como muestra la Figura 3.7.2.2, la composición isotópica de las aguas subterráneas de Fuerteventura es notablemente variable, más de lo que explica las variaciones de altitud insulares y con un desplazamiento a la derecha de la línea meteórica mundial (exceso de deuterio $d = 10\%$) y más aún respecto a la local ($d = 15\%$); para las aguas dulces y moderadamente salobres es debido a evaporación durante la recarga por escasa cobertura de vegetación y para las salinas a procesos hidrotermales; además hay mezclas.

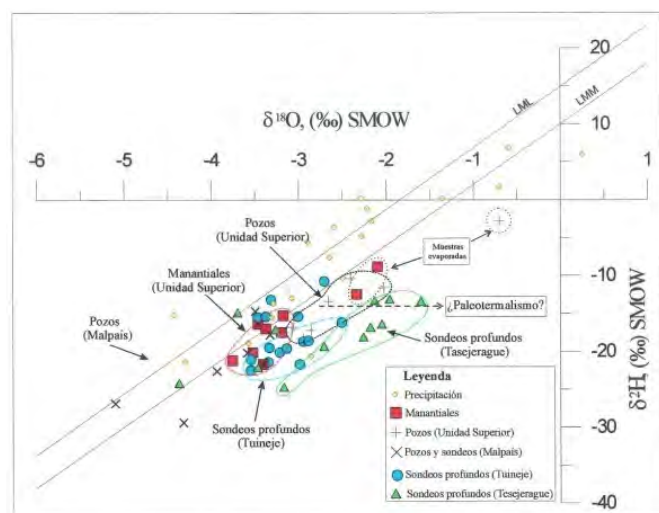


Figura 3.7.2.2 Composición isotópica de las aguas subterráneas de Fuerteventura (Herrera y Custodio, 2002; 2003). Es más variable de lo que explican las variaciones de altitud insulares. El desplazamiento a la derecha de la línea meteórica mundial (exceso de deuterio $d = 10\%$), y más aún respecto a la local ($d = 15\%$), para las aguas dulces y moderadamente salobres es debido a evaporación durante la recarga por escasa cobertura de vegetación y para las salinas a procesos hidrotermales; además hay mezclas

La mayoría de las captaciones de agua subterránea están en el interior insular, a cota relativamente alta, con lo que no están influidas por intrusión marina ni afectan notablemente a las condiciones costeras dado que la explotación es moderada a pesar de que hay muy numerosos pozos. La mayoría de los pozos están en el entorno del Macizo de Betancuria, en el centro insular. No hay inventario de los pozos someros. La mayoría de ellos carecen de expediente administrativo. Se trata de pozos de agua naturalmente salobre para usos de subsistencia, contruidos manualmente o a rotoperusión (la mayoría por la empresa Aníbal). Muchos disponen de una planta de desalobración. No se dispone de datos detallados de calidad del agua subterránea.

En el Plan Hidrológico de la Isla de Fuerteventura (PHFV, 2015) se menciona la posible existencia de intrusión marina, sin detalles y sin que se diferencie del fondo altamente salino natural de los acuíferos por razones climáticas. En el PHFV (1999) se menciona intrusión marina en Puerto del Rosario, Caleta del

Fuste y Morro Jable. Se tienen indicios de intrusión marina en Gran Tarajal, que vienen de antiguo [DRS]. Los problemas de salinización costera en determinadas áreas son debidos en parte a caudales de explotación excesivos [JGM]. La red de observación hidrogeológica no está orientada al área costera.

La aridez climática hace que las aguas subterráneas sean con frecuencia salobres (Herrera y Custodio, 2001a; 2001b), que en parte pueden ser residuales de épocas pasadas, de hace unos 200 años, cuando la cobertura arbustiva era extensa. Sólo hay agua moderadamente dulce bajo las cubiertas dunares y en especial en los malpaíses recientes. En profundidad hay aguas de elevada salinidad, que se interpretan como aguas marinas antiguas (posiblemente paleoaguas marinas plio-miocenas) con alteración hidrotermal y que se han conservado parcialmente por encima del nivel actual del mar por elevación insular y muy pequeña permeabilidad a nivel de formación (Herrera y Custodio, 2003).

En Fuerteventura, el agua disponible es de desalinización de agua de mar, salvo caudales pequeños en el interior de la isla. La alimentación de las plantas desalinizadoras, que actualmente son de ósmosis inversa, se hace mediante pozos o cántaras de captación en el litoral, siempre que es posible. El nuevo Plan Hidrológico exige que estos pozos estén a menos de 500 m del litoral y que la parte superior esté aislada para no extraer agua del acuífero insular.

La capacidad de desalinización de agua marina es de 17,5 hm³/año de iniciativa pública y de 8,9 hm³/año de iniciativa privada. El agua desalinizada se destina a uso urbano y turístico. Existen unas 60 desalobradoras de agua subterránea de pozos y sondeos, que descargan la salmuera residual a una red pública de evacuación,

construida antes de 1999 y que depende de la Consejería de Agricultura del Cabildo Insular, pero que no se mantiene y tiene pérdidas. Muchos de los rechazos de las plantas desalobradoras no son realmente salmueras sino aguas con salinidades inferiores al agua de mar. La capacidad instalada es de casi 4 hm³/año y se destina a usos agrícolas y ganaderos y a abastecimiento urbano. Hay áreas sin servicio público de agua y los hoteles se autoabastecen con sus propias desalinizadoras de agua marina, en especial en Jandía y Costa Calma.

La reutilización de las aguas urbanas usadas tratadas es de casi 5 hm³/año, 3/4 de ellas con tratamiento de regeneración. El uso se concentra en áreas costeras del E y SE.

3.7.3 Isla de Gran Canaria

Gran Canaria es el resultado de un volcanismo central único cuyas emisiones principales se produjeron entre hace 10 Ma y 4 Ma, aunque la actividad volcánica ha continuado posteriormente, cada vez más localizada. Las últimas efusiones son de hace 2000 años. La isla está fuertemente abarrancada. Existen importantes depósitos vulcano-sedimentarios a lo largo de la costa. Estos constituyen áreas costeras llanas con notables asentamientos humanos y actividades asociadas. Domina la agricultura de regadío, si bien su importancia ha ido disminuyendo, al tiempo que ha crecido la urbanización, emplazamientos turísticos y áreas de servi-

cios e industriales. La intrusión marina es importante localmente, en especial en las áreas de Guía-Gáldar, Telde y Vecindario-Juan Grande.

Las 10 MASb consideradas en la Planificación Hidrológica (PHGC, 2015) lindan con la costa. En el Plan Hidrológico de Gran Canaria del periodo 2009-2015 (PHGC, 2009) se dice que existe intrusión marina en las MASb 04 del Este y la 05 del SE y se valora la descarga de agua dulce al mar en las diferentes MASb (Tabla 3.7.3.1).

Tabla 3.7.3.1 Balance de agua en las 10 MASb de Gran Canaria, según PHGC (2009).
IE = índice de explotación = Extracción/Recurso renovable. Valores medios en hm³/año

Código ES7GC	Zona	Nombre	RP	RRR	RIC	RT	Mar	RR	Ex	IE
ES7GC001	01-NO	Noroeste	1,9	2,1	0,3	8,0	6,2	6,1	4,2	0,69
ES7GC002	02-N	Norte	2,3	1,4	0,3	8,9	9,2	3,7	2,9	0,79
ES7GC003	03-NE	Noreste	3,6	4,1	0,4	7,5	8,4	7,1	3,9	0,55
ES7GC004	04-E	Este	1,8	1,9	0,3	2,5	3,0	3,5	5,6	1,62
ES7GC005	05-SE	Sureste	1,7	3,9	0,5	4,9	-1,7	11,0	9,0	0,81
ES7GC006	06-S	Sur	0,9	4,2	0,4	6,0	-0,6	11,5	5,9	0,52
ES7GC007	07-SO	Suroeste	0,9	1,7	0,4	4,5	1,8	5,7	4,2	0,74
ES7GC008	08-O	Oeste	1,0	0,8	0,5	2,0	1,1	3,2	3,9	1,19

Código ES7GC	Zona	Nombre	RP	RRR	RIC	RT	Mar	RR	Ex	IE
ES7GC009	09-MN	Medianías Norte	53,4	4,4	2,8	-31,7	0,0	29,0	29,0	1,00
ES7GC010	10-MS	Medianías Sur	18,3	0,6	1,3	-12,5	2,6	5,2	5,2	1,00
			85,9	24,9	7,4	0,0	30,0	85,9	73,7	0,86

RP = Recarga por infiltración de la precipitación, hm^3/a

RRR = Recarga por retornos de riego, hm^3/a

RIC = Recarga por infiltración en cauces, hm^3/a

RT = Recarga por transferencia desde otras MASb, hm^3/a

Mar = Descarga al mar, hm^3/a

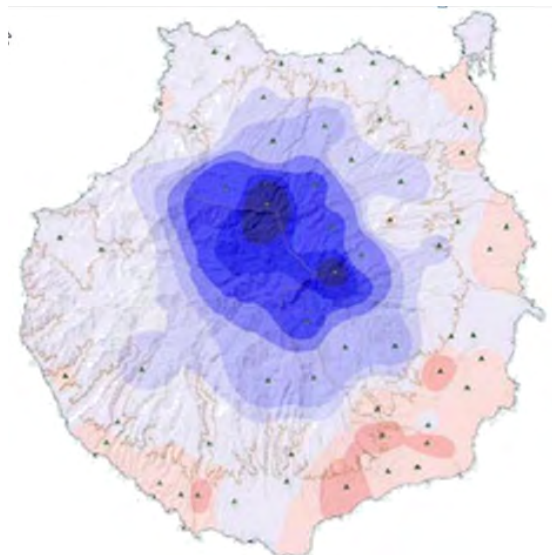
RR = Recurso renovable, hm^3/a

Ex = Explotación mediante pozos y galerías, hm^3/a

IE = Índice de explotación

Hay largos tramos costeros abruptos en los hay descarga de agua subterránea al mar [JGM]. Tales son los tramos costeros conformados por ignimbritas miocenas desde Meloneras a Taurito. En las ignimbritas de Arguineguín, los sondeos horizontales en el fondo de los pozos canarios clásicos no suelen ser productivos a causa de la pequeña permeabilidad de esas rocas y su disposición masiva horizontal, pero se encuentra un nivel de mejor productividad bajo la capa rica en obsidiana de su base, en el contacto con los basaltos miocenos del escudo basáltico general de Gran Canaria [JGM].

Están inscritos del orden de 1300 pozos, sondeos, galerías y nacientes. Se estima que hay unos 600 a 800 pozos operativos, pero sin datos actualizados de la producción, que en unos casos ha aumentado y en otros ha disminuido. En general, los pozos que producen menos de 2 L/s ya no tienen equipo de mantenimiento por su alto coste.



La red de observación consiste en 198 puntos de vigilancia y 60 operativos, con frecuencia de medida anual, aunque casi no hay puntos de observación propiamente costeros. El control de calidad es mediante un análisis químico sencillo, con todos los iones mayoritarios.

La explotación de aguas subterráneas es intensiva, aunque ha ido decayendo en las áreas costeras, en parte por la alta salinidad y en parte por la disponibilidad de agua de mar desalinizada y de agua residual urbana depurada para regadío. La piezometría típica de Gran Canaria es la que muestra la Figura 3.7.3.1. Hay amplias áreas costeras en el Este y Suroeste con niveles piezométricos por debajo del nivel del mar.

La demanda de agua para riego ha disminuido y se aprecia cierta estabilización actual. Los municipios ahora demandan menos agua subterránea ante la oferta de agua desalinizada. La red de distribución del agua desalinizada se ha ampliado. Actualmente llega a cotas relativamente altas, como es el caso de Teror, Moya y Temisas.

Fig. 3.7.3.1 Piezometría de Gran Canaria en 2007 (PHGC, 2009). Las áreas con tonos rojizos tienen niveles piezométricos por debajo del nivel del mar, en algunos casos superiores a 50 m. La escala de colores es a) rojizos: < -50 m (intenso) y -50 a 0 m (débil); b) grisáceos: 0 a 200 m (débil), 200 a 400 m (intermedio) y 400 a 600 (con tinte azulado); c) azulados: 600 a 800 m (grisáceo), 800 a 1000 m (azul), 1000 a 1200 m (intenso) y 1200 a 1400 (negruzco)

El contenido en cloruros del agua subterránea se refleja en la Figura 3.7.3.2. Muestra la influencia climática en la salinidad de la recarga en las zonas más áridas y algunos de los problemas de salinización costera. Estos se manifiestan en buena parte de la costa Este y Sur y en

las áreas de Agaete y Gáldar–Guía y corresponden a los colores rojizos más intensos; los más tenues pueden responder a salinidad climática en partes del Sur, pero no en el Norte.

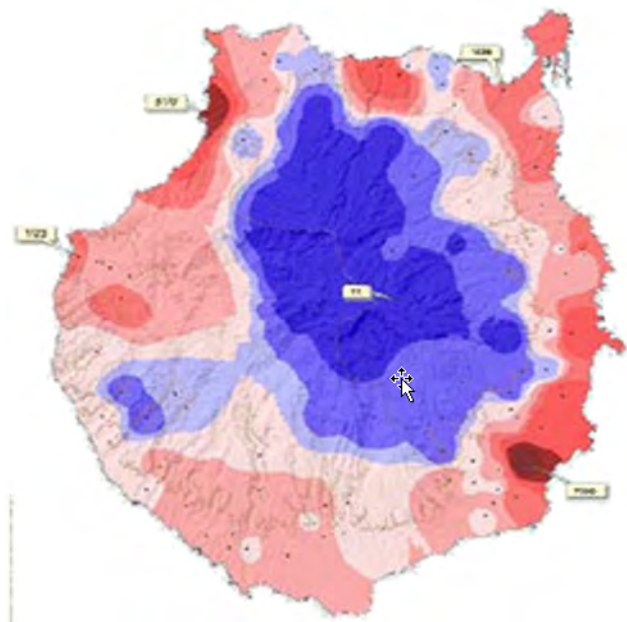


Figura 3.7.3.2. Contenido en cloruros en las aguas subterráneas de Gran Canaria (PHGC, 2009) en mg/L Cl. La escala de colores es a) azulados: < 50 (intenso), 50 a 100 (violáceo) y 100 a 200 (débil); b) rosados: 200 a 500 m (débil), 500 a 1000 m (intermedio) y c) rojizos: 1000 a 2000 m (débil), 2000 a 3000 m (intermedio), 3000 a 4000 m (intenso) y 4000 a 5000 (granate)

Hay problemas de salinización costera en determinadas áreas, como la de Telde–Vecindario hasta cerca del Barranco de Tirajana. En parte los problemas de salinización son debidos a caudales de explotación excesivos. El propietario tiende a extraer del pozo el mayor caudal posible, lo que favorece una salinización evitable, por lo menos en parte. En general se tienen bombas de extracción de caudal excesivamente grande. No todos los pozos costeros están salinizados. De hecho, Melenara se abastece con agua de un pozo de buena calidad.

La red de control existente no permite deducir si existe o no aumento de la contaminación marina en los acuíferos costeros, aunque no parece observarse un claro de aumento en general. Puede haber algún incremento en Mogán y Arguineguín. La salinización de pozos costeros en el área de Guía–Gáldar parece haberse recuperado. En el resto de la zona Norte, la intrusión marina es sólo ocasional y cabría incrementar la explotación. En el área costera entre Telde y el Sur, la salinización parece no haber aumentado pero se mantiene la mala situación de tiempos anteriores. Es en esta zona donde tiene más desarrollo la desalobración

y donde hay menor control. No parece que hoy haya mayor clandestinidad, pero no por mayor control, que es menor, sino por menor interés en la extracción y explotación de agua subterránea y por la crisis económica.

Se considera franja costera la que está por debajo de cota 300 m, con ancho variable según las zonas. Las normas del CIAGC establecen que las aguas subterráneas obtenidas de pozos ubicados a cota inferior a 300 m no se destinen a abastecimiento ni se las someta a desalobración para evitar que la explotación intensiva aumente la salinización de las otras captaciones del área costera. También establecen que las aguas de las presas se destinen a agricultura y que el riego de campos de golf debe realizarse reglamentariamente con aguas regeneradas. Estas condiciones no siempre se cumplen, incluso por la propia autoridad del agua. Así, por presiones de grandes grupos o de naturaleza política se han dado concesiones de obras para extender la profundidad de algunos pozos costeros fuera de lo que está regulado, con riesgo de afecciones a usos establecidos.

La mitad de los pozos están en la franja costera de menos de 300 m de altitud. En esa franja abundan los

sondeos (pozos perforados). Los construidos después de la entrada en vigor de la Ley de Aguas de Canarias de 1990 están inscritos. Parte de ellos son para alimentar plantas desalobradoras.

Para el abastecimiento del Sur y Sudeste, ELMASA explotaba 7 hm³/a, que hoy se han reducido a 3 hm³/a [FRV]. En general es agua de mala calidad que requiere desalobración y tratamiento. La salinidad, o se ha mantenido en 2 a 3 g/L o ha empeorado, a veces hasta 6 g/L. Estos pozos, algunos semiabandonados, se están rehabilitando y protegiendo para poder usarlos en situaciones de emergencia. La parte que se destina a agricultura se ha mantenido constante. Del agua captada en el Sur por ELMASA, principalmente para abastecimiento de los grandes núcleos turísticos (El Inglés y Maspalomas), 8 hm³/a tienen exceso de salinidad y se requiere dilución o tratamiento previo al uso (MASE, 2015).

En los últimos años, la administración pública del agua no ha obtenido, elaborado o producido nuevos datos que actualicen los conocimientos de la segunda mitad de la anterior década [JLGM]. No se identifican personas con visión general de la situación de los acuíferos costeros al estar la producción muy atomizada. Buena parte de los expertos ya no están activos y no ha habido renovación generacional.

Actualmente no hay seguimiento efectivo de extracciones por parte del CIAGC más allá de controles muy puntuales como la comprobación de la presentación de datos de lectura de contadores, principalmente en pozos inscritos en el registro Insular de Aguas. Los propietarios de pozos inscritos, al menos una parte importante, cumplen con el requisito administrativo de comunicar al CIAGC los datos periódicos (anuales) de extracción y de calidad, pero en el CIAGC no se controla ni se introduce esa información en la base de datos de acceso general [EMD y LFM]. Además, lo que está archivado no es fácilmente accesible a quien lo requiere dentro de la propia administración del agua. En el momento actual no se realizan ensayos de bombeo ni visitas de campo a los pozos salvo si es por orden judicial o denuncia medioambiental [EMD y LFM].

La capacidad de desalinización de agua del mar ha ido creciendo rápida y paulatinamente (Figura 3.7.3.3). Actualmente hay unas 30 plantas, cuya capacidad conjunta es de 104 hm³/año, con una producción media de 73 hm³/año. Se trata de 20 plantas de ósmosis inversa (OI), menos la de Piedra Santa, de 36.000 m³/día, que

combina OI y MED (destilación multietapa) y la del Barranco de Tirajana que es de compresión de vapor (CV). En el Norte la demanda agrícola tiene mayor peso y se gestiona por múltiples comunidades de agua. Hay dos desalinizadoras de agua del mar privadas operadas por comuneros que cubren los costes. Agragua, en Guía-Gáldar, es una de las comunidades, que se constituyó con el apoyo del CIAGC para atender a la demanda agrícola, pero puede también dar servicio al abastecimiento urbano.

Para reducir la salinidad de aguas salobres subterráneas (desalobración) existen numerosas plantas de ósmosis inversa y unas pocas plantas de electrodiálisis reversible, todas ellas en el área costera o a moderada distancia de la costa (Figura 3.7.3.3). La mayoría son para uso agrícola, en especial en el área de Telde-Vecondario, donde existen plantas desalobradoras en casi todas las fincas, quizás más de 200. La situación más común es la de ilegalidad, en especial en el área de Juan Grande. La capacidad censada de desalobración de agua salobre subterránea en las proximidades de la costa es de unos 30 hm³/año, con 118 plantas privadas con un grado de utilización de alrededor de 0,2, o sea con una producción de 6,3 hm³/año. Hay plantas clandestinas, pero posiblemente sean menos del 15 al 20%. La planta singular de 20.000 m³/d de electrodiálisis reversible de ELMASA en el SE, construida en la década de 1980 para abastecimiento, está hoy desmantelada.

El rechazo de las plantas desalobradoras es del orden del 40% del caudal extraído, con lo que para mantener la producción anterior de los pozos se debe aumentar el caudal de extracción, con su repercusión sobre el área. Aunque los puntos de vertido están inventariados, sólo una parte del retorno de salmueras está bajo control para evitar que se produzca una mayor salinización de los acuíferos y consecuentemente de las aguas captadas. La salmuera residual en el área de Telde se vierte en Ojos de Garza al alcantarillado municipal municipal y a su través al emisario submarino gestionado por Aguas de Telde, a modo de salmuero ducto. Es una tubería utilizada por varias plantas, como sucede en otras partes de la isla, pero no es una instalación de especial diseño ni es pública. En otras explotaciones, en especial las situadas aguas arriba de la autovía Las Palmas-Sur, el vertido se hace en otro pozo en el extremo opuesto de la finca o a algún barranco próximo. El

salmueroducto que hubo para la planta EDR en Aldea Blanca, en el delta del Barranco de Tirajana, no opera actualmente.

La capacidad de tratamiento insular actual de las aguas residuales urbanas es de 33 hm³/a, de los que se reutilizan 9 hm³/a (Delgado Díaz et al., 2006). Parte de esa agua regenerada es sometida a un proceso de disminución de la salinidad por ósmosis inversa o electrodialisis ya que el agua original suele tener una salinidad relativamente elevada y no es posible su uso en agricultura si no se dispone de agua dulce para diluirla. La reutilización directa tras su tratamiento es de 11,8

hm³/año, de los que 3,8 hm³/año se destinan a riego, 3,3 hm³/año a campos de golf (2 en el entorno de Las Palmas de Gran Canaria y 5 en el S y SW) y 4,7 hm³/año a riegos de jardines, baldeos urbanos y otros.

No se han iniciado expedientes de caducidad de los pozos en estado de abandono, salvo excepcionalmente. En algunos casos se han realizado caducidades de autorizaciones o concesiones, alterando los usos establecidos del suelo y sin respetar los criterios dados por la legislación de aguas y por la de patrimonio [EMD y LFM]. No se han clausurado plantas de desalobración.

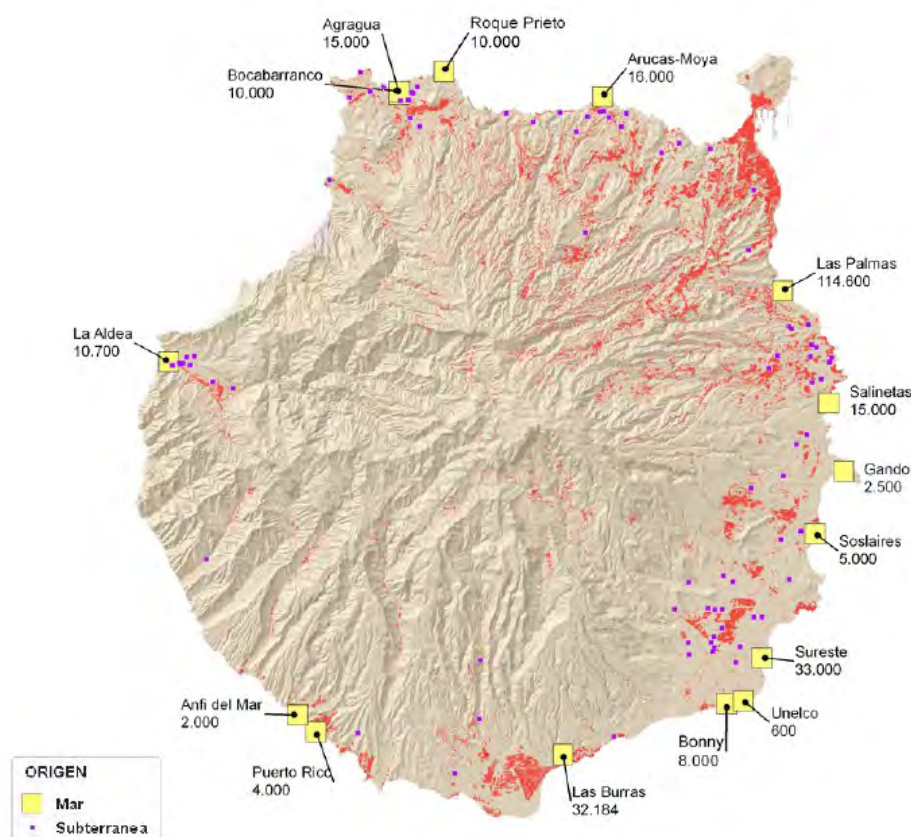


Figura 3.7.3.3 Ubicación de las plantas de desalinización de agua del mar (cuadrados amarillos) y de desalobración de agua subterránea (puntos en color violeta)

La intrusión marina en el **acuífero costero del área de Telde**, en el E de Gran Canaria, ha sido estudiada con cierto detalle (Cabrera, 2011; Cabrera y Custodio, 2005; 2012), con el apoyo de estudios hidrogeológicos e hidrogeoquímicos (Cabrera y Custodio, 1996; 1998; 2001; 2004; Cabrera et al. 1991; 1992).

Lo que se considera como acuífero de Telde tiene una superficie de 75,5 km² y se extiende desde la línea de costa hasta una altitud de 200 m snm (Figura 3.7.3.4). La precipitación media anual es de 150 mm/año, la

temperatura media es de 20°C. Tiene alta insolación y marcada aridez.

El área ha estado tradicionalmente dedicada a la agricultura desde finales del siglo XV. La superficie cultivada ha ido disminuyendo desde la década de 1970 a la actualidad, a favor del espacio periurbano edificado y de zonas industriales y comerciales, en paralelo con un importante aumento de la población. El aumento de la demanda de agua para abastecimiento ha sido cubierto mediante la desalinización de agua de mar.

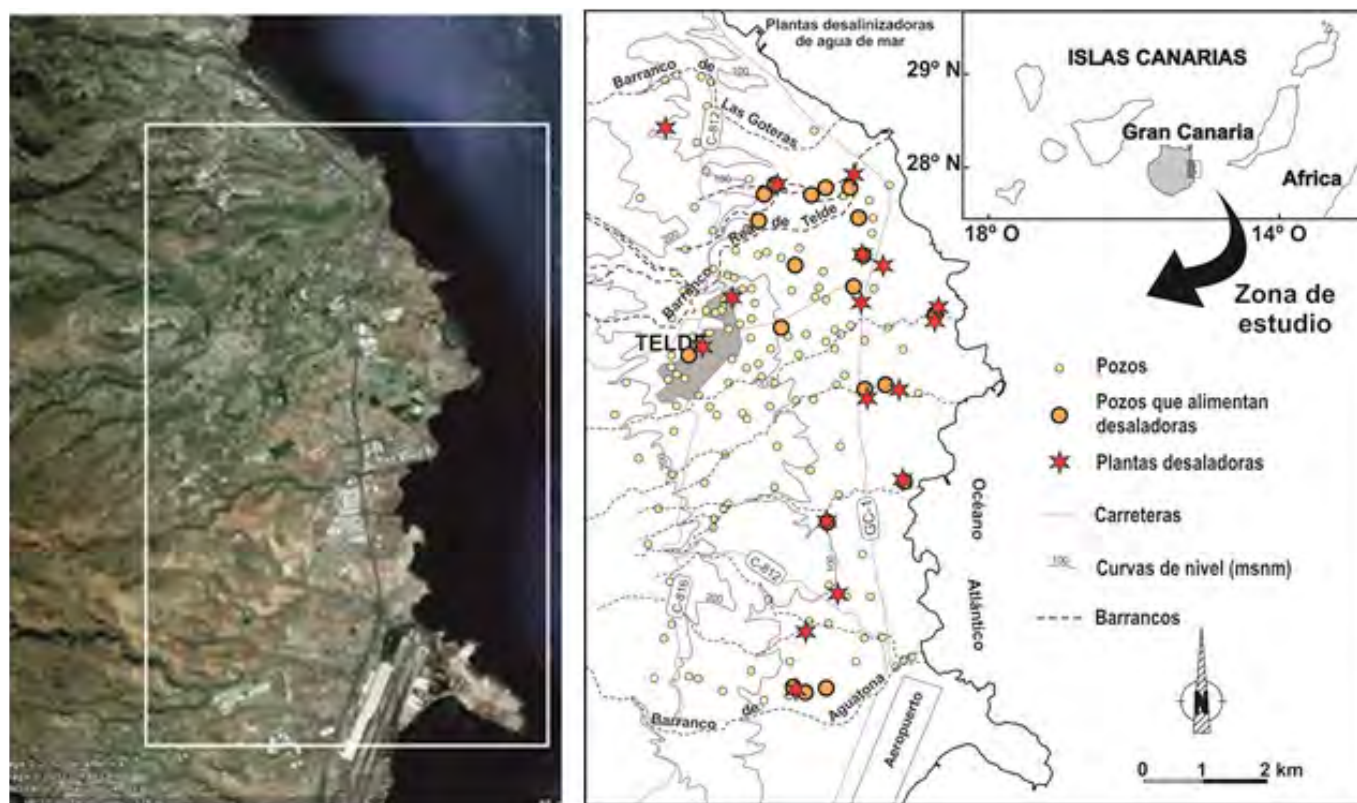


Figura 3.7.3.4 Mapa de situación del área de Telde. Se muestra la topografía, los barrancos, la situación de las plantas "desaladoras" de aguas salobres (desalobradoras, estrella roja), los pozos existentes (círculos sin colorear) y de aquellos que suministran agua a dichas plantas (círculos amarillos), según Cabrera y Custodio, 2012

La evolución creciente de la extracción de agua subterránea y el descenso del nivel piezométrico asociado han ido acompañados de una progresiva profundización de las captaciones hasta mediados de la década de 1990. Los niveles piezométricos quedaron muy por debajo del nivel del mar en una amplia zona, en la que se explotaba un agua cada vez más salina. Para contrarrestar esta evolución en el agua puesta a disposición para el regadío se instalaron una quincena de plantas desaladoras de agua salobre subterránea. El área formó parte de la red de control del IGME entre 1985 y 1990, dando lugar a una gran cantidad de datos piezométricos e hidroquímicos. El último inventario de puntos de agua en la zona se llevó a cabo por el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria en 1997. Posteriormente, el IGME, en convenio con el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, ha llevado a cabo un estudio sobre toda la zona Este de Gran Canaria que incluye el área de estudio y ha elaborado un modelo hidrogeológico de flujo con el fin de analizar la situación de explotación intensiva de los acuíferos de ese sector insular (Galindo Rodríguez et al., 2005; Galindo et al., 2007b). El objetivo del Consejo Insular de Aguas de

Gran Canaria era la declaración legal de este acuífero como sobreexplotado, aunque aún no se ha llevado a cabo.

El acuífero de Telde se encuentra en una zona de descarga de agua subterránea insular al mar. La recarga es transferida en gran parte desde las zonas centrales de la isla y también hay recarga local por excedentes de riego y fugas de las redes de distribución y almacenamiento.

La geología de la zona es compleja, con materiales detríticos intercalados entre formaciones volcánicas pertenecientes a los tres ciclos de crecimiento de la isla. De muro a techo se encuentran: 1) lavas y flujos piroclásticos fonolíticos, 2) sedimentos detríticos, 3) lavas y brechas volcánicas basaníticas y 4) lavas y piroclastos basaníticos. En la mayor parte de la costa las fonolitas se encuentran en contacto con el mar a cotas cercanas a 0 m. Los sedimentos detríticos están por encima, aunque hacia el sur son las basanitas las que se encuentran a cota 0 m. La Figura 3.7.3.5 muestra la disposición de las formaciones.

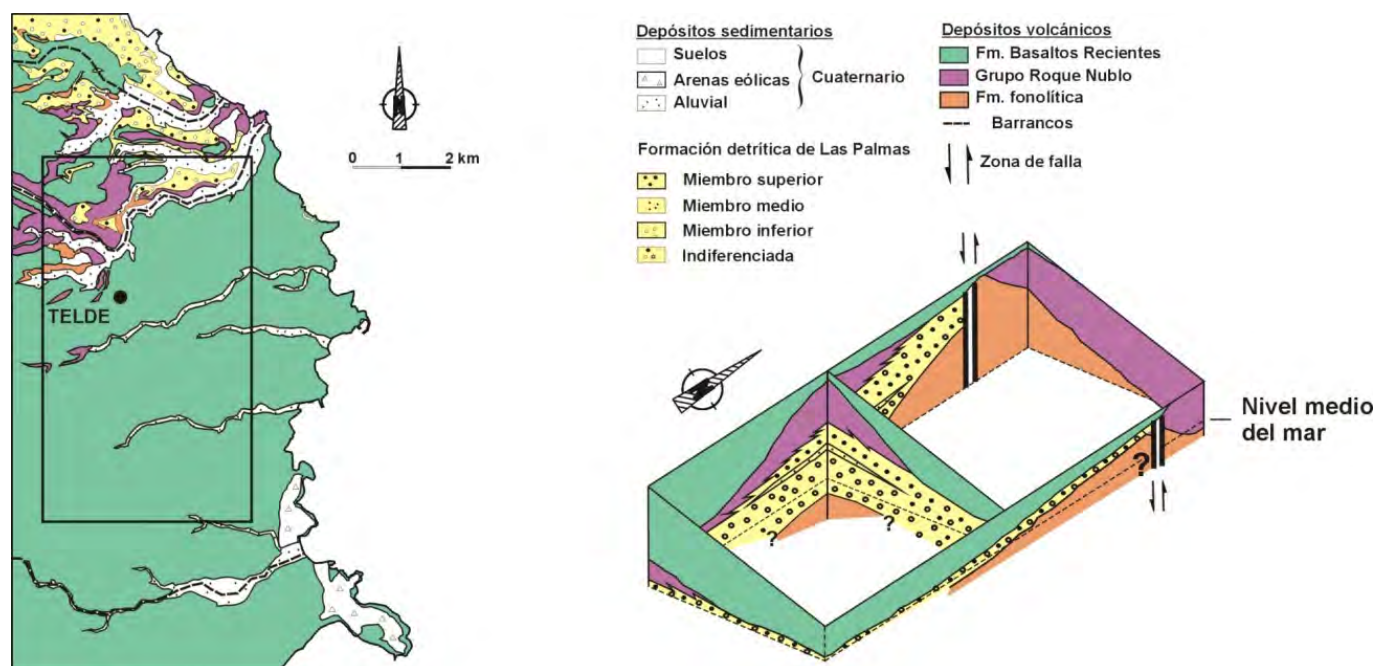


Figura 3.7.3.5 Disposición de las formaciones del acuífero de Telde (Cabrera et al., 1992)

En la parte norte se explotan fundamentalmente las fonolitas, aunque algunos pozos menos profundos en la costa extraen agua de los basaltos (basanitas) si es que están actualmente saturados. En la parte central se explotan fundamentalmente los sedimentos detríticos, en general conjuntamente con las fonolitas subyacentes. En la parte costera sur se explotan basaltos.

Existen unos 150 pozos en la zona, de los que la mayoría son "pozos canarios" de 3 m de diámetro con obras secundarias horizontales (galerías o catas) en el interior. Estos pozos pueden haber sido profundizados mediante sondeos verticales de pequeño diámetro en el fondo. Los pozos perforados mecánicamente son recientes, muchos de ellos de principios de la década de 1990. La profundidad de las captaciones oscila entre 15 m y 240 m, con una media de 90 m.

La evolución piezométrica que se ha podido reconstruir se muestra en la Figura 3.7.3.6. En el lado oeste los niveles piezométricos se mantienen estables en el tiempo, lo que apunta a que la entrada de agua desde la cumbre no ha variado de forma importante. Los pocos datos de niveles piezométricos cercanos a la costa, que corresponden a pozos abandonados, se sitúan ligeramente por encima de la cota 0 m. La evolución piezométrica temporal refleja cómo la explotación en

la franja costera ha dado lugar a amplias zonas en las que se bombea con niveles por debajo del nivel del mar. Mientras que entre 1970 y 1980 se trataba de zonas puntuales ligadas a pozos concretos, a partir de la piezometría del entorno de 1990 aparecen tres amplias zonas con niveles por debajo de -50 m respecto al nivel del mar. Posteriormente se extienden más. La zona central muestra los mayores conos de descenso, coincidiendo con los materiales más permeables (formación detrítica sobre fonolitas) y con la zona donde se localiza la mayor explotación.

Esta evolución piezométrica va ligada a la extracción de agua subterránea en el área. En 1988 se estimaba en 9 hm³/año y en 1997 en 5,4 hm³/año. Aunque no se dispone de datos más recientes, la tendencia en los últimos años ha sido de abandono de captaciones, de modo que puede que no haya más de 50 pozos operativos con caudales significativos. Los caudales de bombeo oscilan entre 3 y 50 L/s, aunque los caudales medios diarios equivalentes raramente exceden 3 L/s. Sin embargo, esta cantidad se incrementó notablemente para los pozos que alimentan a las plantas desaladoras; según los datos disponibles, estos pozos llegaron a extraer en conjunto hasta 135 L/s, aunque en 2010 la explotación total había descendido hasta 50 L/s.

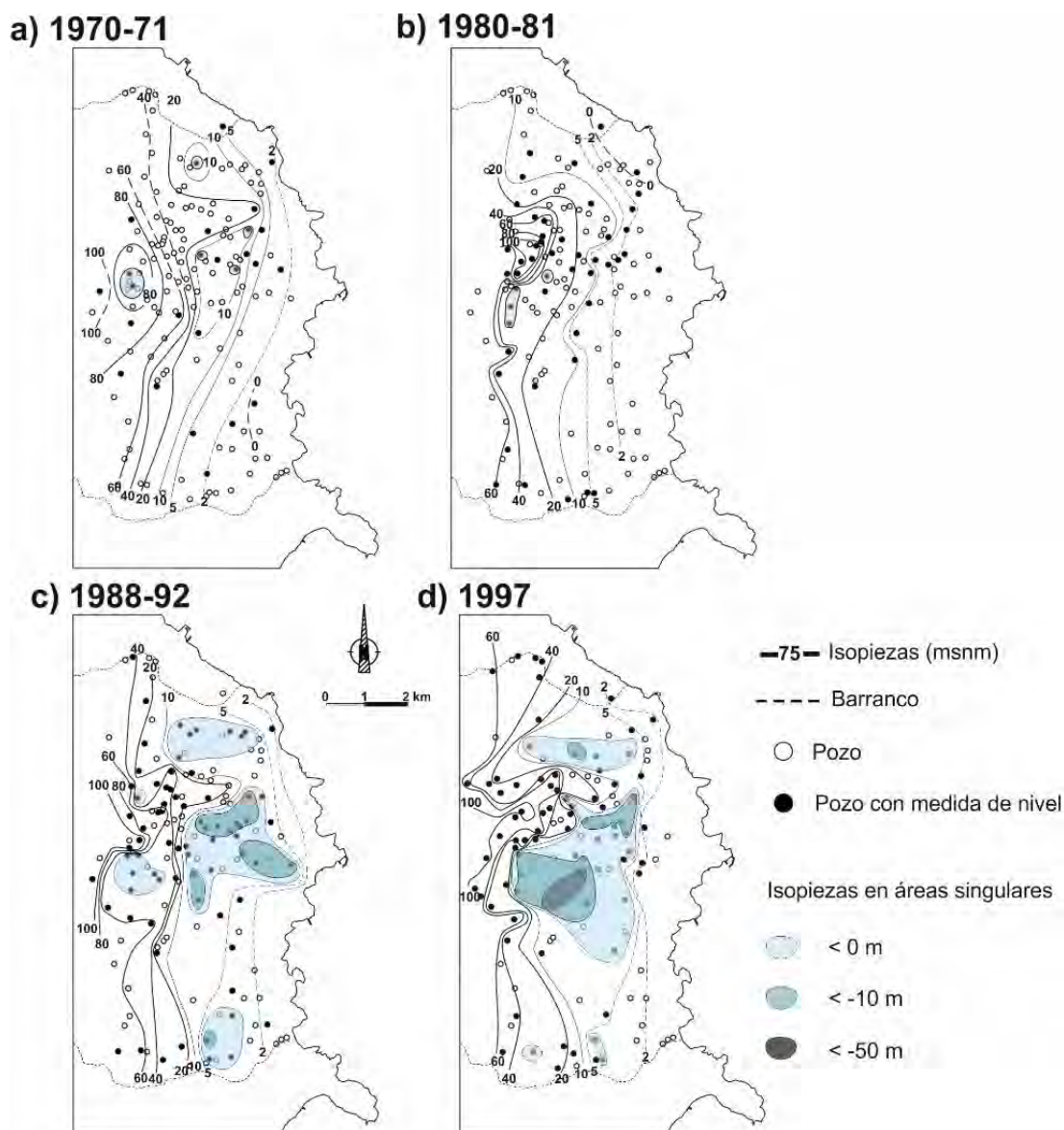


Figura 3.7.3.6 Mapas piezométricos en tres periodos: a) 1970–71; b) 1980–81; c) 1988–1991 y d) 1997. En gris se indican las áreas singulares en las que se sitúan conos de bombeo coalescentes (Cabrera y Custodio, 2004; 2005)

En la franja costera se encuentran aguas que han sufrido mezcla con agua de mar, que en parte se une a procesos de meteorización de rocas basálticas en un medio rico en CO_2 de origen volcánico y que pueden también presentar contenidos en NO_3 que superan los 200 mg/L en zonas de cultivos intensivos.

La evolución hidrogeoquímica del agua subterránea se muestra en la Figura 3.7.3.7 mediante isolíneas de conductividad eléctrica (CE) en 1970, 1988 y 1997. Se ha producido un aumento progresivo de la salinidad con el tiempo, así como la aparición de puntos en la costa donde la CE llega a sobrepasar los 20 mS/cm. Se incluyen gráficos de evolución temporal de Cl (mg/L), rSO_4/rCl y rNa/rCl ($\text{r}=\text{meq/L}$) entre 1970 y 2010 para seis pozos seleccionados. Los pozos a), b), c) y d) experimentan un aumento del contenido en Cl que es

paralelo al descenso de las dos relaciones iónicas, independientemente de que alimenten o no a las plantas desaladoras. El pozo e) muestra un comportamiento estable en el tiempo. El pozo f), aun cuando alimenta una planta desaladora, experimentó una disminución en el contenido en Cl entre 1986 y 2010, unida a un notable incremento en los contenidos en NO_3 ; dado que el agua extraída, una vez desalada, se utiliza para el riego de la misma finca donde está situado el pozo, la disminución de salinidad puede atribuirse a un aporte importante de retornos de riego. El estado de salinización se representa en forma de diagramas de Stiff modificados en la Figura 3.3.7.3.8; el alto valor de la salinidad de algunos pozos es el resultado del efecto de aporte de gases endógenos en aguas que ya tienen afección marina.

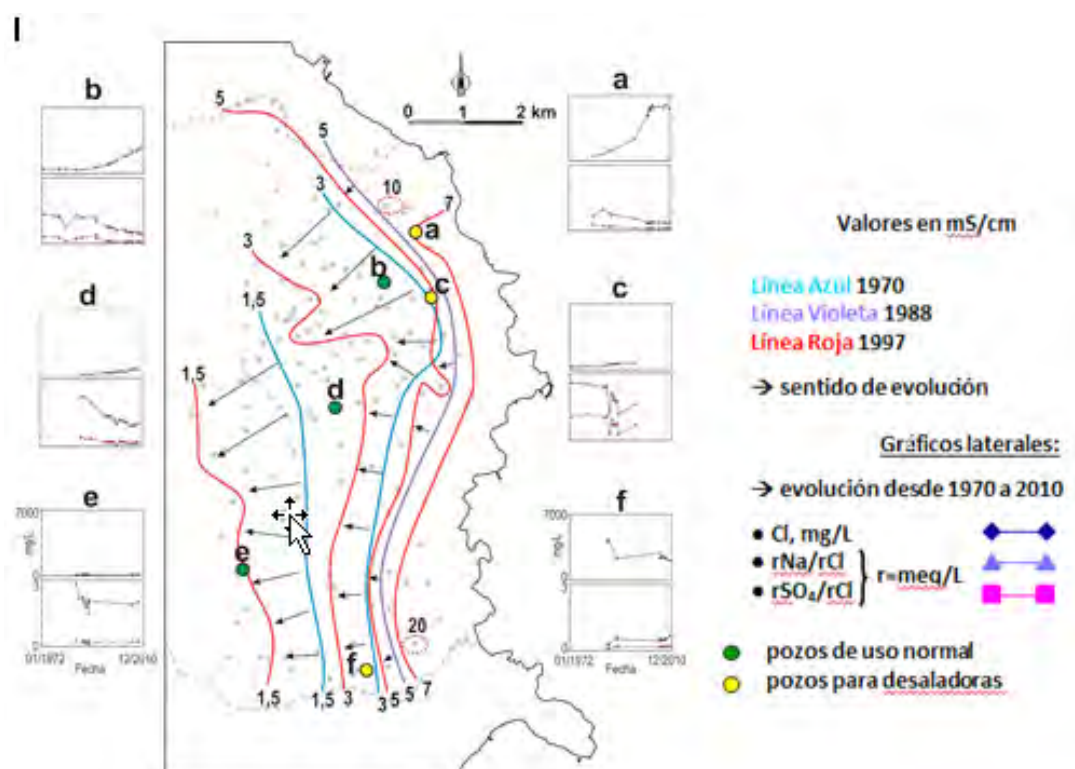


Figura 3.7.3.7 Modificación de la conductividad eléctrica a lo largo del tiempo (1970, 1988 y 1997) según las isolíneas de 1,5, 3 y mS/cm (Cabrera y Custodio, 2012). Las figuras laterales corresponden a la evolución temporal en pozos de extracción de los contenidos en Cl (mg/L) y de las relaciones $r_{Na/rCl}$ y $r_{SO_4/rCl}$ (r = valor en meq/L) para los pozos de uso común (en verde) y para los que alimentan plantas desaladoras (en amarillo)

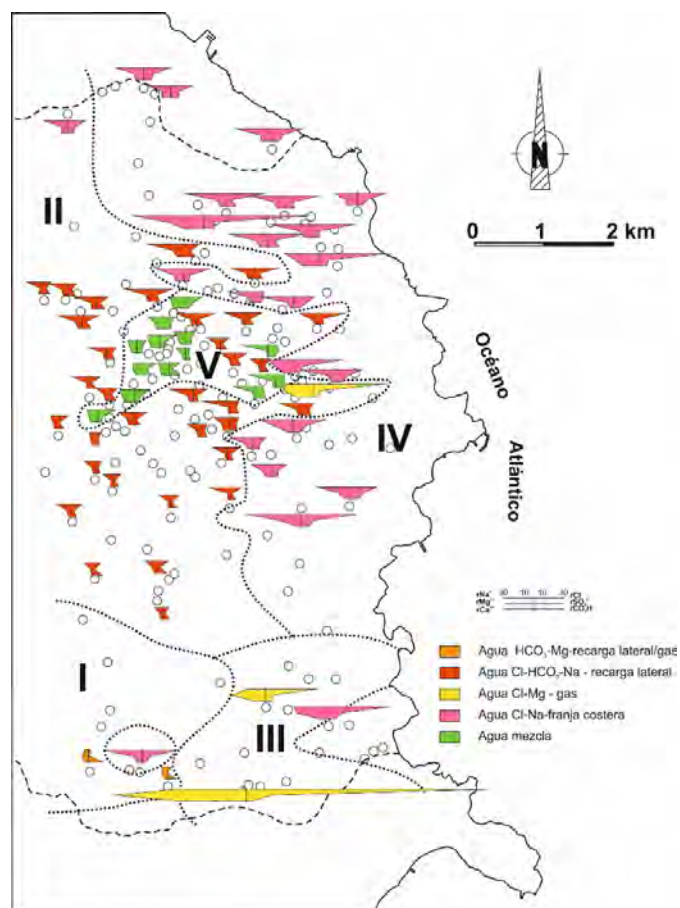


Figura 3.7.3.8 Mapa hidrogeoquímico del área de estudio en 1997. La composición iónica mayoritaria se representa mediante diagramas de Stiff modificados. El estado de salinización es proporcional al tamaño del diagrama. Para los pozos en amarillo se suma el resultado del efecto de aporte de gases endógenos. También la infiltración de retornos de riego contribuye al aumento de salinidad

El proceso de salinización en el acuífero de Telde tiene tres componentes principales: a) entrada lateral de agua marina hacia las áreas de piezometría deprimida, condicionada por los materiales más permeables de cada lugar, b) conos salinos ascensionales bajo las captaciones allí donde los niveles más profundos son salinos por intrusión marina lateral y c) retornos de riego a partir de la aplicación de aguas de relativa salinidad inicial.

En el desplazamiento lateral del agua marina, la creciente salinidad favorece procesos de endurecimiento por cambio iónico en los que se produce un déficit de Na respecto a Cl, variable según la naturaleza geoquímica de los materiales. Al aumentar la salinidad el agua mezcla evoluciona desde un claro exceso de Na, típico de las formaciones volcánicas de composición fonolítica, hacia un déficit de Na. La recarga local por excedentes de riego puede ser salina si el agua de riego aplicada es de mala calidad.

La profundización de los pozos puede inicialmente proporcionar mayores caudales de agua menos salina de las formaciones inferiores, en general fonolíticas, cuando aún no están afectadas por el aumento progresivo de salinidad, pero pronto los caudales disminuyen y la salinización crece. A veces se produce una notable reducción del caudal de explotación debido a que al disminuir el espesor saturado la transmisividad decrece no linealmente al ser las fonolitas inferiores menos permeables. Eso provoca que la explotación se modere. En los pozos que alimentan a desalobradoras, el progresivo aumento de la salinidad hace que la planta de ósmosis inversa a la que abastecen no pueda producir agua con la calidad deseada. Eso lleva a disminuir los caudales de los pozos o a eliminar los que son más salinos de entre los que alimentan a esa planta. Por otro lado, el más extenso y profundo cono de depresión piezométrica creado por la mayor explotación de esos pozos que alimentan a desalobradoras, si bien protege del aumento de salinidad a los pozos situados hacia el interior, produce un aumento de salinidad de los pozos del entorno. En cualquier caso, el agua salobre que procede de la mezcla con agua mari-

na supone una extracción de la parte correspondiente de agua dulce. Así se aumenta la extracción real del acuífero y por lo tanto se agrava la situación general.

El área costera de Vecindario, en el Este de Gran Canaria y al Sur de la de Telde, también está sometida a una explotación intensiva de aguas subterráneas al menos desde la década de 1950, principalmente para regadío, con aumento de caudales hasta la década de 1990. El resultado es una salinización, que ya era notable en la década de 1970. La información obtenida en el estudio SPA-15 (1975) fue cuantiosa y se actualizó en los estudios del IGME entre 1999 y 2003 (IGME, 2004; Galindo et al., 2007a) para el Consejo Insular de Aguas. Buena parte de la información está aún por analizar en detalle. Se ha intentado modelar la intrusión marina (Galindo y Murillo, 2012). Un intento de elaboración de los aspectos relativos a la intrusión marina fue realizado en un acuerdo entre la Universitat d'Alacant y la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (Hernández et al., 2009). La Figura 3.7.3.9 muestra la superficie piezométrica y la Figura 3.7.3.10 la variación de la piezometría entre el estudio SPA-15 (1975) y el estudio IGME (2004) para esa área, extendida hasta Telde. La Figura 3.7.3.11 muestra el contenido en cloruros para el periodo 1990-1995 y la Figura 3.7.3.12 la variación del contenido en cloruros. Se produjo un notable progreso de la salinización. La Figuras 3.7.3.13, 3.7.3.14 y 3.7.3.15 muestran que la salinización es de tipo marino, con notable intercambio iónico, salvo en algunos pozos en que se suma el aporte endógeno de CO_2 y de retornos de riego con un general alto contenido en NO_3 . La Figura 3.7.3.16 muestra los diagramas de Stiff modificados. En Vecindario e Ingenio (entre Vecindario y Telde) se observa un notable exceso de iones alcali-notérreos frente a un déficit de iones alcalinos, que es característico de un proceso de intrusión marina activa. En el área de Telde el intercambio iónico es menos marcado o casi no se produce; esto indica un proceso de intrusión marina y de mezcla ya estabilizado, aunque también cabe considerar la menor capacidad de intercambio de los sedimentos de la Fm. Detrítica de Las Palmas y las fonolitas que allí dominan. El análisis detallado no se ha hecho.

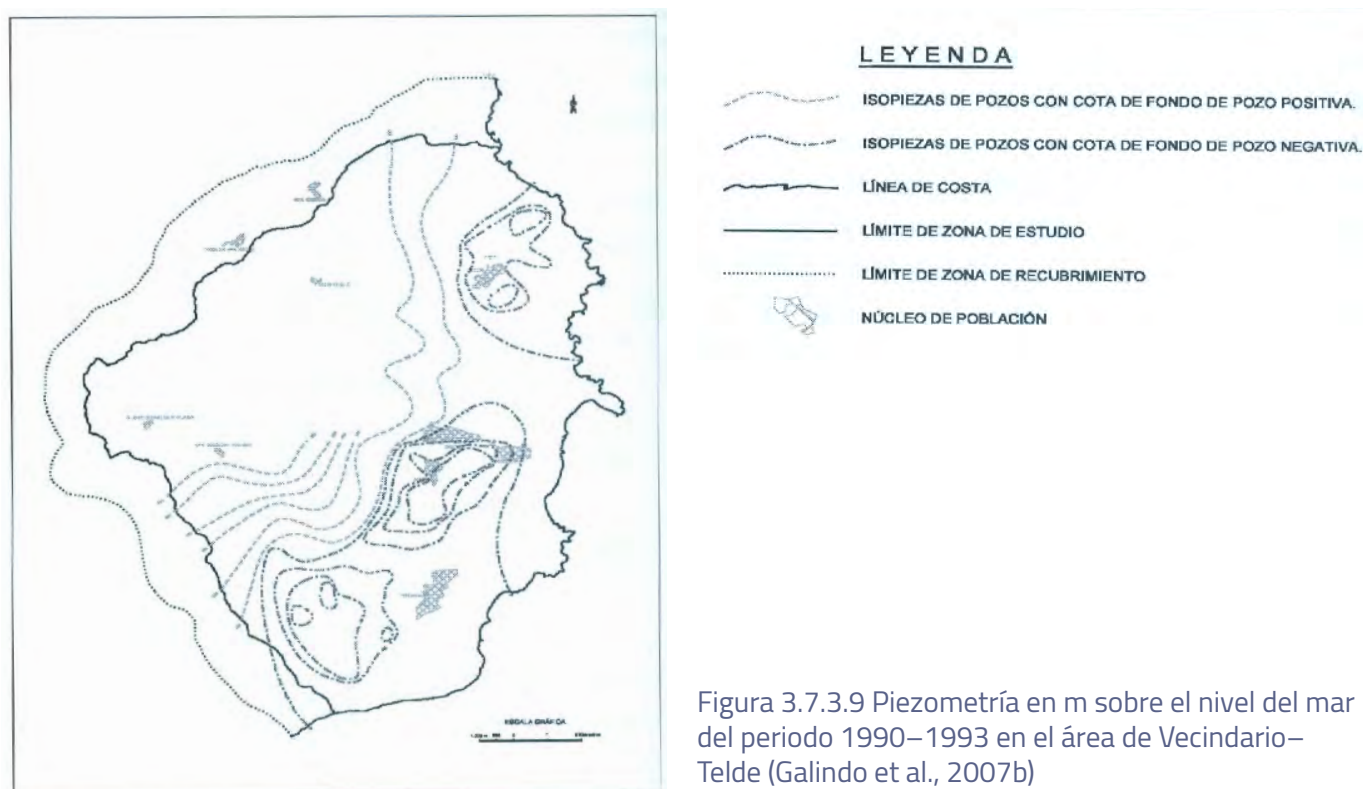


Figura 3.7.3.9 Piezometría en m sobre el nivel del mar del periodo 1990–1993 en el área de Vecindario–Telde (Galindo et al., 2007b)

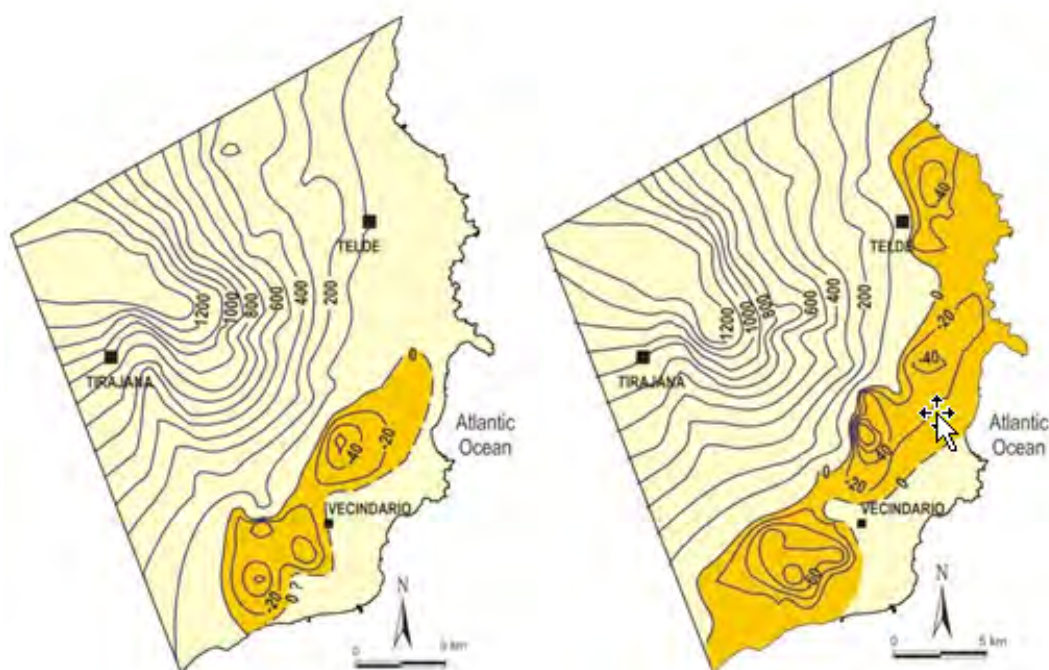
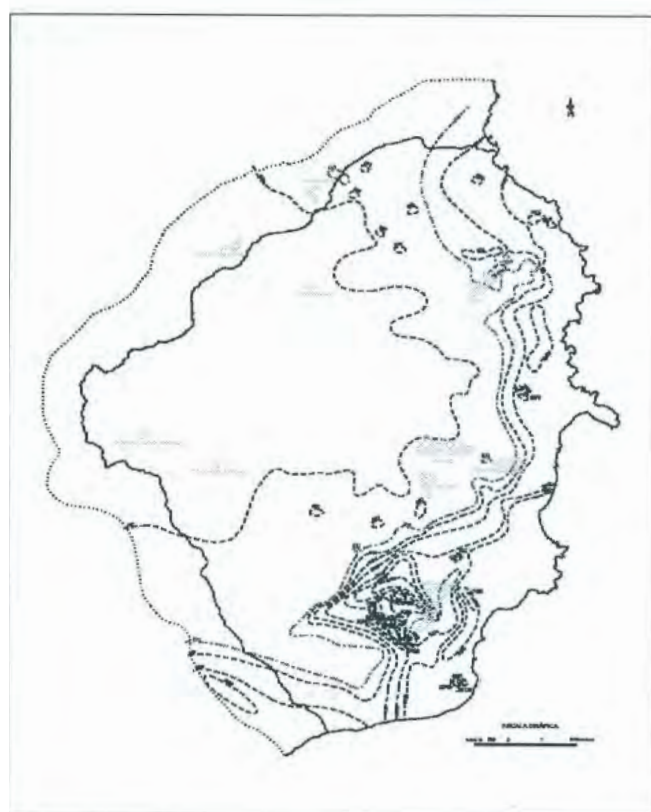


Figura 3.7.3.10 Variación de la piezometría en m sobre el nivel del mar entre el periodo 1970–1974 (figura izquierda) y el 2000–2003 (figura derecha) en el área de Vecindario–Telde (Hernández et al., 2010; Cabrera, 2011). Las áreas amarillas intensas son de niveles bajo el nivel del mar



LEYENDA

- LÍNEA DE COSTA
- LÍMITE DE ZONA DE ESTUDIO
- LÍMITE DE ZONA DE RECUBRIMIENTO
- ISOLÍNEA DE 300 mg/l DE CLORUROS
- ISOLÍNEAS DE CLORUROS 1990 - 95
- NÚCLEO DE POBLACIÓN

Figura 3.7.3.11 Contenido en cloruros en mg/L Cl el periodo 1990–1995 en el área de Vecindario–Telde (Galindo et al., 2007b)

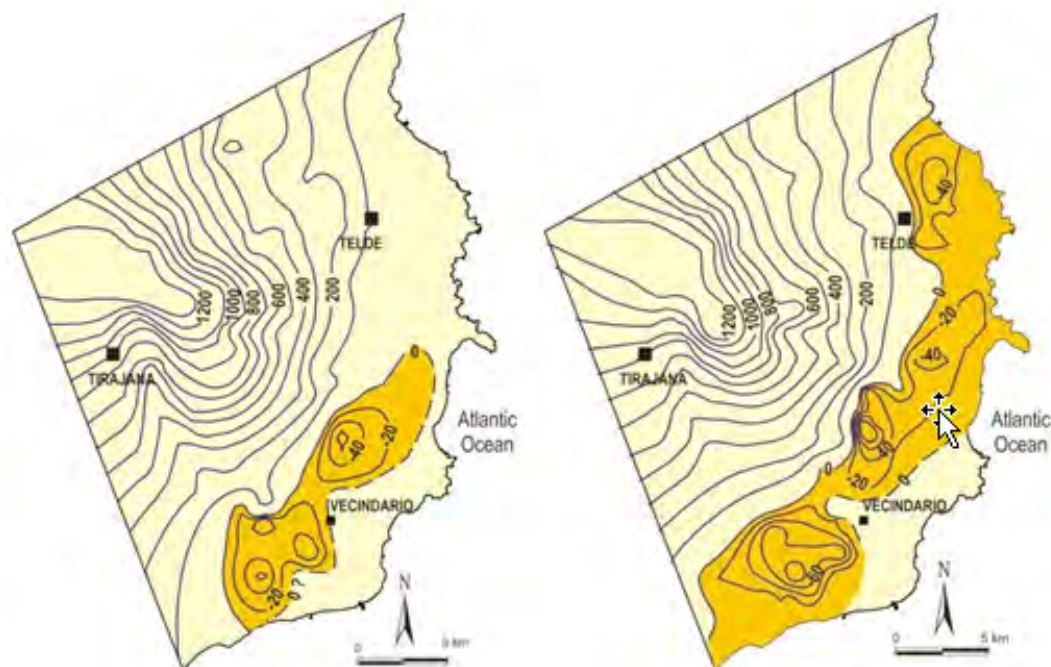


Figura 3.7.3.12 Variación del contenido en cloruros en mg/L Cl entre el periodo 1970–1974 (figura izquierda) y el 2000–2003 (figura derecha) en el área de Vecindario–Telde (Hernández et al., 2010; Cabrera, 2011). Las áreas amarillas intensas son de más de 1500 mg/ Cl

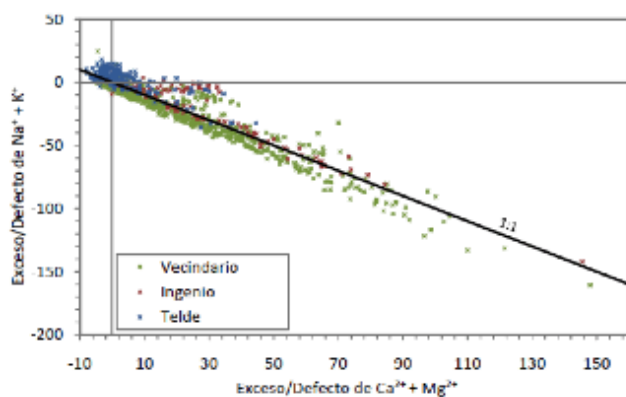


Figura 3.3.3.13 Comparación del exceso/defecto de iones alcalinos (Na+K) con el del exceso/defecto de iones alcalinotérreos (Ca+Mg), en meq/L, en el área de Vecindario–Telde a partir de los análisis químicos disponibles entre 1972 y 2003 (Hernández et al., 2010). Los excesos/déficits son respecto a la mezcla teórica (en sistema cerrado) entre agua dulce y agua marina según el contenido en cloruros

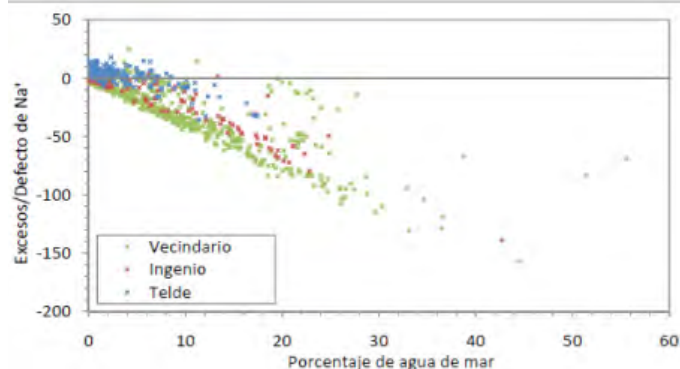


Figura 3.7.3.14 Comparación del exceso/defecto de ion Na, en meq/L, y el porcentaje de agua del mar, en el área de Vecindario–Telde a partir de los análisis químicos disponibles entre 1972 y 2003 (Hernández et al., 2010). Los excesos/déficits son respecto a la mezcla teórica (en sistema cerrado) entre agua dulce y agua marina según el contenido en cloruros

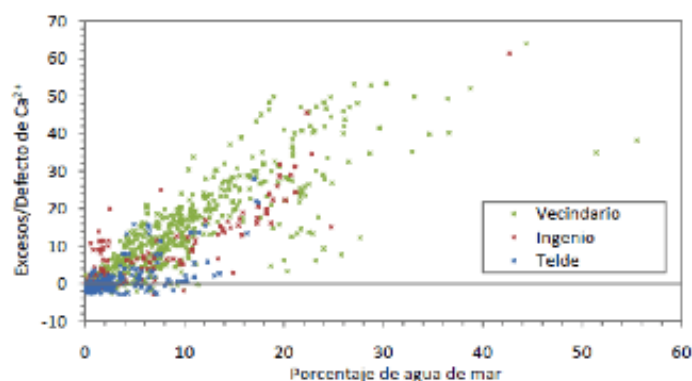


Figura 3.7.3.15 Comparación del exceso/defecto de ion Ca, en meq/L, y el porcentaje de agua del mar, en el área de Vecindario–Telde a partir de los análisis químicos disponibles entre 1972 y 2003 (Hernández et al., 2010). Los excesos/déficits son respecto a la mezcla teórica (en sistema cerrado) entre agua dulce y agua marina según el contenido en cloruros

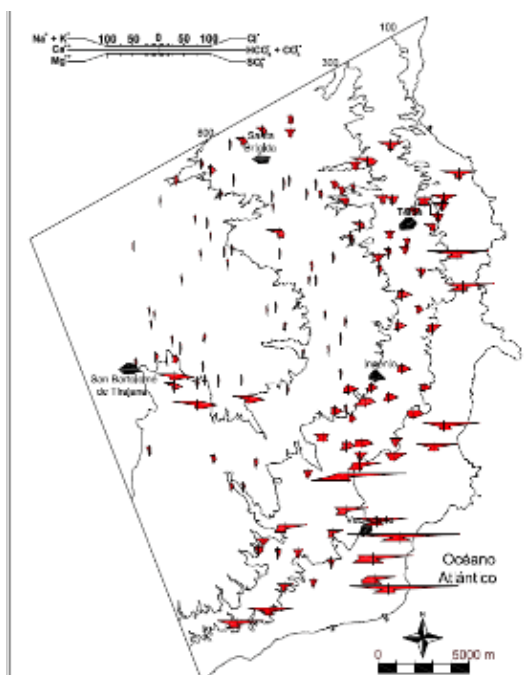


Figura 3.7.3.16 Representación mediante diagramas de Stiff modificados de la composición química de agua subterránea en el área de Vecindario–Telde según los análisis del periodo 2000–2003 (Hernández, 2009). Escala en meq/L

En el SE de Gran Canaria se encuentra el extenso **macizo fonolítico de Amurga**, entre los barrancos de Tirajana y Fataga, y su extensión hacia el W, con las formaciones de ignimbritas traquifonolíticas del entorno de Ayagaures. Esta área fue estudiada con cierto detalle a partir de los numerosos pozos perforados, en lugares antes inaccesibles, para abastecer la gran planta desalobradoradora por electrodiálisis de El Inglés, que funcionó entre las décadas de 1980 y la de 2000. La salinidad del agua subterránea es de origen climático (Custodio, 1992; Gasparini et al., 1990; Custodio y

Custodio–Ayala, 2001), combinando la aridez local con el aerosol marino atmosférico (Figura 3.7.3.17). La recarga es pequeña, con descarga natural al barranco de Fataga y a lo largo del dilatado frente costero. La explotación se planteó como minera, extrayendo reservas de lenta renovación del acuífero con hasta varios centenares de metros de espesor saturado. A pesar de la intensa explotación, sólo en un pozo se produjo afección temporal de origen marino (Figura 3.7.3.18).

Figura 3.7.3.17 Diagramas de columnas verticales logarítmicas (en meq/L) o de Schoeller–Barkaloff, de las aguas subterráneas del Macizo de Amurga y áreas vecinas (Custodio y Custodio–Ayala, 2001). Se trata de aguas salobres resultantes de la aridez climática y el aerosol atmosférico de origen predominantemente marino

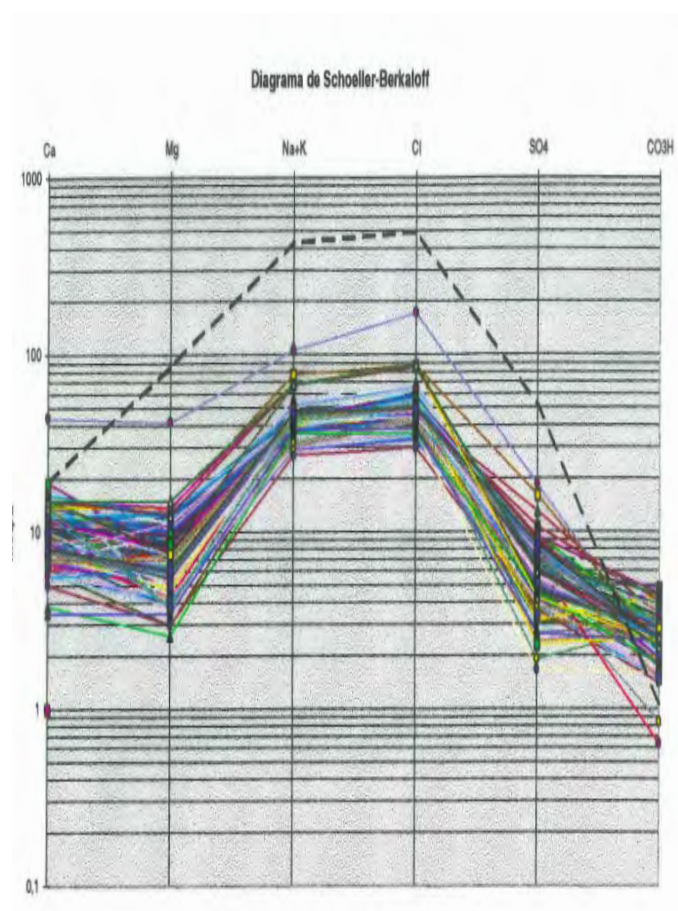
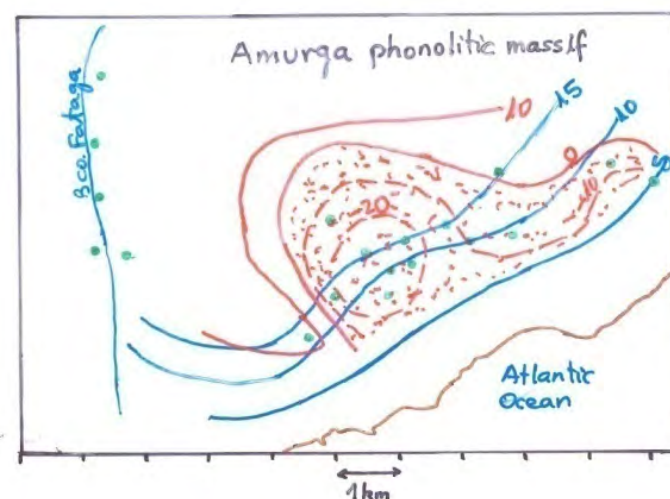


Figura 3.7.3.18 Esbozo piezométrico de la zona central de explotación de agua subterránea salobre en el macizo de Amurga (en azul, en m) y de la salinidad (en rojo, en g/L Cl) a consecuencia de una entrada singular de agua marina hasta uno de los pozos y posible formación de un cono salino ascensional local

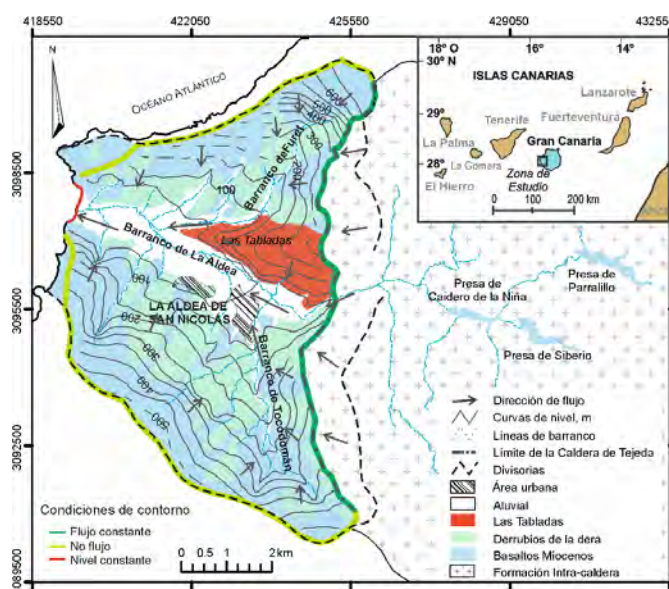


El sistema acuífero volcánico–sedimentario de **La Aldea** (Oeste de Gran Canaria) es un ejemplo de un acuífero costero intensamente explotado en una región semiárida a árida de agricultura intensiva. No hay propiamente intrusión marina significativa, pero el agua subterránea es salina por efecto climático y proximidad al mar, además de por los retornos de riego. Es un caso de interés como gestión forzada por las circunstancias de un acuífero costero aislado.

La escasez de agua local debido al clima hace necesario el uso de aguas importadas, por lo que el acuífero se convierte en una pieza clave del sistema para regular las fluctuaciones de disponibilidad de agua y garantizar su disponibilidad para el riego en épocas de sequía (Cruz–Fuentes et al., 2014a; 2014b; 2014c; Cabrera et al., 2000).

El valle de La Aldea (Figura 3.7.3.19) presenta un fondo plano rodeado de fuertes escarpes al norte, sur y este y se abre al mar al oeste a través de una pequeña sección litoral. Tiene una superficie de 44 km² y alturas que alcanzan 1415 m. Se abre al mar al oeste. El barranco de La Aldea es el principal cauce, de dirección este–oeste, donde desembocan dos barrancos secundarios y una serie de pequeños barrancos tributarios de menor entidad. El clima es subtropical seco, caracterizado por la alternancia de periodos secos y húmedos, con una significativa variabilidad de las lluvias estacionales y anuales. La precipitación media (1980–2005) es aproximadamente de 160 mm/año, superando 250 mm/año en años húmedos y por debajo de 100 mm/año en los años secos.

Figura 3.7.3.19 Mapa de localización del valle de La Aldea y distribución espacial de los principales dominios hidrogeológicos. Mapa de las curvas de nivel para el año hidrológico 1991/92 obtenidas a partir de un modelo numérico en condiciones estacionarias (Cruz–Fuentes et al., 2014b)



El principal uso del agua en la zona es para agricultura, mayoritariamente cultivo de tomate bajo cubierta. Debido a las fluctuaciones del mercado, la superficie de cultivo se ha reducido en los últimos años. El agua para riego proviene principalmente de 3 presas localizadas aguas arriba, fuera de la zona de estudio. En condiciones climáticas medias las presas suministran el 70% de las necesidades de riego y el agua subterránea el 30% restante. Sin embargo, durante los periodos de sequía las aguas subterráneas pueden aportar hasta el 70% del suministro para riego. El agua subterránea es salobre, por lo que para su uso se le aplica un proceso de disminución de la salinidad. Además, en largos periodos de sequía, para complementar el riego se pone en funcionamiento una planta desalinizadora de agua de mar. El suministro urbano de agua proviene principalmente de una planta desalinizadora de agua de mar.

El acuífero de La Aldea queda fuera del sistema general de funcionamiento insular de Gran Canaria debido a la existencia de materiales de baja permeabilidad que rellenan la Caldera de Tejeda y limitan la zona por el este. Por lo tanto, el acuífero de La Aldea se comporta como un sistema hidrogeológico aislado (Figura 3.7.3.20), sin aportes laterales significativos y en contacto con el resto de la isla únicamente a través de un estrecho cañón que contiene depósitos aluviales en su base.

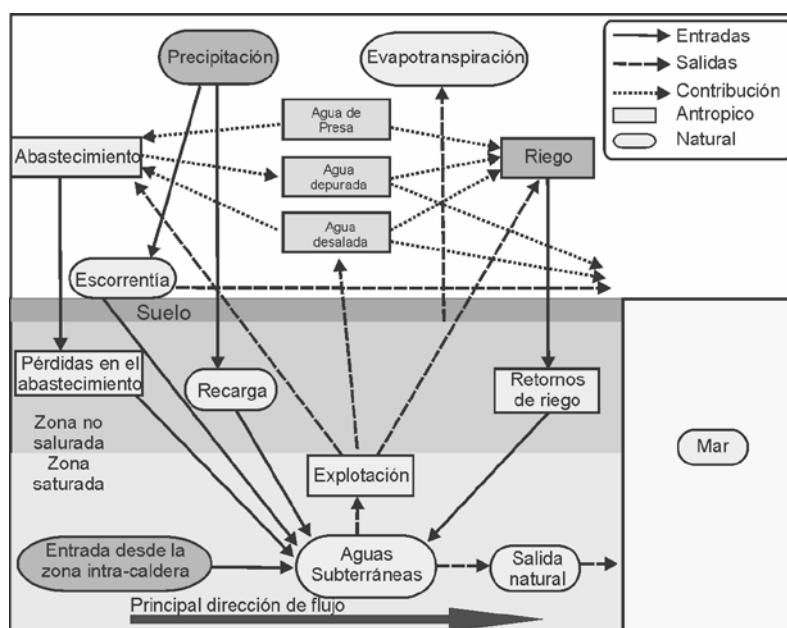


Figura 3.7.3.20 Esquema del sistema hidrológico del valle de La Aldea (Cruz-Fuentes, 2014b)

En el valle existen más de 370 pozos entre 2,5 y 3 m diámetro, con una profundidad media de 30 metros, situados principalmente en la parte central del acuífero, con un régimen de extracción variable. Explotan preferentemente depósitos sedimentarios de cobertura y aluviales, que son más permeables que los basaltos que forman el substrato de toda el área, aunque ambos constituyen un único acuífero libre dividido en dos sub-capas conectadas hidráulicamente.

Se ha construido un modelo numérico de tres capas litológicas para simular el flujo de agua subterránea (Cruz-Fuentes et al. 2014a; 2014c). Se considera la recarga por infiltración de lluvia, los retornos del riego y las fugas de la red de abastecimiento. El agua subterránea en los diferentes materiales (basaltos, derrubios de ladera y sedimentos de Las Tabladas) fluye hacia los depósitos aluviales y luego hacia el aluvial principal del barranco de La Aldea.

Para el periodo estudiado, los retornos de riego son 2 hm³/año y la recarga por la precipitación 1 hm³/año; suman más del 80% del total de las entradas de agua subterránea. La contribución de los derrubios de ladera y los basaltos al aluvial principal es significativa y aumenta cuando la explotación del aluvial de La Aldea aumenta y disminuyen los niveles piezométricos. Son los que suministran agua al aluvial principal en época de sequía.

Casi el 80% de las salidas se producen por extracciones y el resto se descarga al mar. La entrada total de agua al acuífero y en particular la entrada de agua desde el almacenamiento muestran un comportamiento estacional. La entrada es casi nula en los meses de verano, cuando las precipitaciones son escasas y no hay retornos de riego y entonces la demanda de agua se satisface con el almacenamiento del acuífero. La recarga aumenta durante los eventos de lluvia y el almacenamiento de agua subterránea se recupera. Las salidas al mar representan un componente importante del balance hídrico.

Las aguas subterráneas tienen una salinidad muy variable, con una conductividad eléctrica que varía entre 1 y 13,5 mS/cm (Muñoz, 2005). En las zonas altas el agua es de baja mineralización, que aumenta hacia la costa, lo que supone una significativa influencia del aerosol marino y de los retornos de riego.

La Figura 3.7.3.21 muestra los resultados de un modelo numérico tridimensional de transporte de cloruro que se basa en el modelo de flujo (Cruz-Fuentes et al., 2014c). En la parte central se observa un aumento de la concentración que coincide con el aporte de retornos de riego bajo las zonas de cultivo. La intrusión marina no es significativa. El rasgo más relevante es la alta concentración de cloruro en la zona de Las Tabladas, con concentraciones superiores a 8 g/L. Los retornos del riego tienen entre 0,5 y 0,7 g/L Cl.

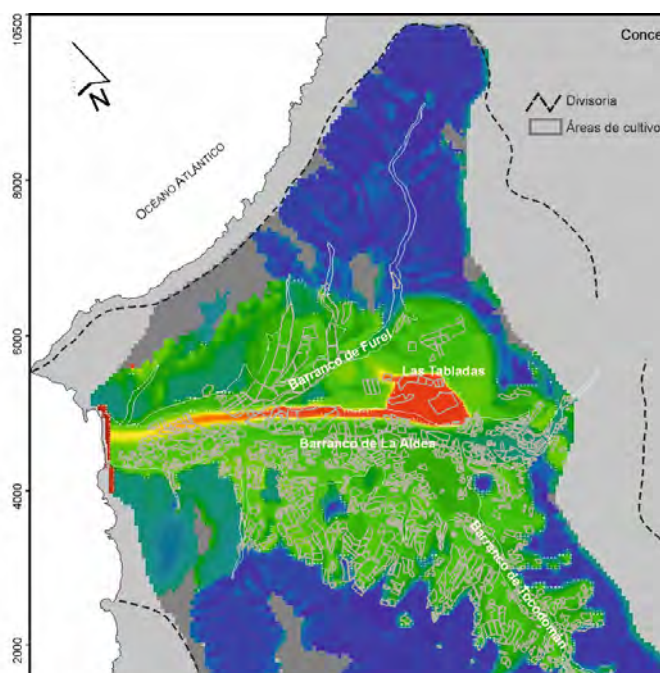


Figura 3.7.3.21 Distribución de la concentración de cloruro obtenida del modelo de transporte de cloruro en estado estacionario para el año hidrológico 1991/92 (Cruz-Fuentes et al., 2014c). Se muestran las zonas de cultivo

Hay dos factores principales que determinan la evolución del nivel freático durante el período de estudio: la disminución de los retornos de riego al reducirse el área de cultivo y el aumento de las extracciones a causa de la disminución del aporte de las presas debido a la sequía.

Durante la sequía que tuvo lugar en el periodo 1998-2000 se construyeron dos desalinizadoras de agua de mar en la zona: una de ellas para abastecimiento y otra para la obtención de agua de riego. La alimentación de ambas plantas se hizo a partir de una línea de pozos

paralelos próximos a la costa, en la margen izquierda del barranco de La Aldea (Muñoz Sanz y Cabrera, 2003). En el momento actual solamente está en uso la planta para abastecimiento, con una extracción del orden de 6000 m³/d (70 L/s), o sea unos 1,2 hm³/a teniendo en cuenta el tiempo de utilización. El agua extraída es predominantemente marina y el resto agua salobre del acuífero [MCCS y TCF]. La ubicación y corte geológico se muestra en la Figura 3.7.3.22. No hay datos sobre la salinidad del agua captada y de cómo afecta a los recursos de agua subterránea, en especial en momentos de sequía.

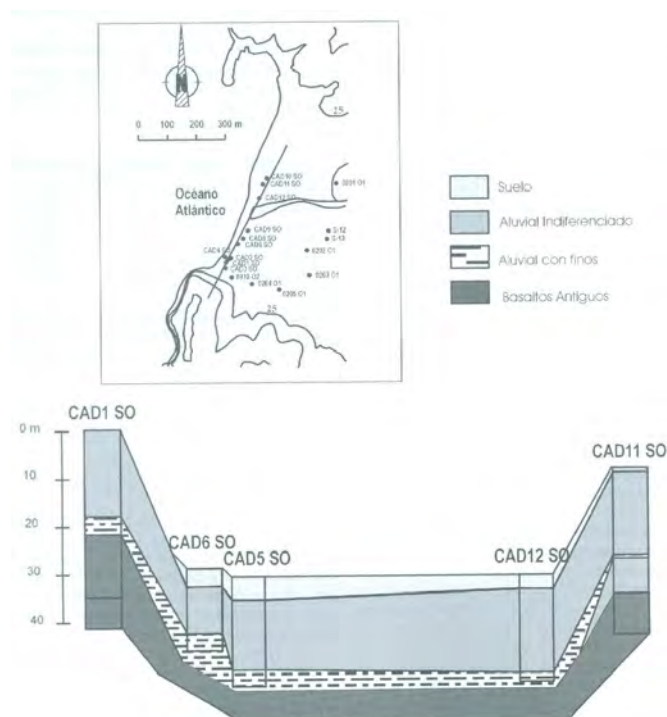


Figura 3.7.3.22 Ubicación y corte geológico de los pozos de alimentación a la planta desalinizadora de La Aldea (Muñoz Sanz y Cabrera, 2003)

3.7.4 Isla de Tenerife

Para la gestión administrativa de Tenerife, de acuerdo con la DMA se han definido 4 MASb, de las cuales dos son específicamente costeras.

Tenerife es una isla con formaciones volcánicas más recientes que Gran Canaria y mucho menos erosionada, salvo en los macizos antiguos extremos de Anaga, Teno y Adeje, que representan una pequeña parte de la isla. Por esta razón la escorrentía superficial es menor y no ha habido manantiales ni cursos de agua permanentes significativos. Las descargas directas de agua subterránea al mar son importantes y difíciles o imposibles de cuantificar. La modelación matemática realizada permite una estimación razonable, pero con una notable incertidumbre al no poderse calibrar con detalle ya que no se dispone de datos bien validados de la recarga y los parámetros hidráulicos son conocidos sólo en orden de magnitud.

Tenerife se consideró con cierto detalle en el estudio SPA-15 (1975). Después se completaron los inventarios y levantamientos de detalle de las galerías de agua y de los pozos. Como parte de esos trabajos se realizó un modelo de simulación del acuífero insular. Ha sido actualizado dos veces para la planificación hidrológica, la última en 2011, con cuatro capas. Recientemente se ha modelado el acuífero de Los Rodeos, abarcando la parte entre Bajamar-Tejina-Valle de Guerra y Santa Cruz de Tenerife (Crespo Arribas et al., 2015). Un notable avance en el conocimiento del funcionamiento de las aguas subterráneas se consiguió tras el análisis de los datos hidrogeoquímicos en un trabajo inédito del Servicio Geológico de Obras Públicas, que se resume en Custodio (1988a), después extendido mediante datos isotópicos ambientales (Custodio et al, 1987), más un notable trabajo de detalle sobre el área de Las Cañadas (Marrero, 2010).

Los principales problemas de salinización en la isla de Tenerife se localizan en [LGS]:

- Valle de Güimar, limitado a los pozos más próximos a la costa
- Área SE, entre Arico y Adeje; parte de los pozos próximos a la franja costera están salinizados y algunos no llegaron a entrar en funcionamiento por su salinidad inicial.
- Franja entre Fasnía y Guía de Isora; son raros los pozos costeros que producen agua de menos de 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Un pozo muy productivo (100 a 120 m^3/h) situado a 630 m de altitud en Fasnía produce agua con conductividad eléctrica en torno a 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$
- Zona Norte, en Valle de La Orotava; varios pozos ya no se explotan por alta salinidad.

Existen largas porciones costeras con descarga de agua subterránea al mar de buena calidad [JGM]. Tales son los tramos costeros desde la pared sur de Güimar a Granadilla de Abona, donde ya existen sondeos que producen caudales interesantes de agua de buena calidad (como los de la Comunidad de Aguas del Sudeste de Tenerife en Arico, Barranco del Río y Granadilla), de hasta 15 L/s, pero que deben tener la profundidad suficiente para intersectar tramos permeables, a profundidades que pueden estar bastante por debajo del nivel del mar. Las disposiciones administrativas impiden nuevos aprovechamientos al limitar la profundidad de perforación al del nivel del mar. Esto es razonable, aunque discutible, en la franja costera de las formaciones de alta permeabilidad, pero no en ubicaciones más al interior de una franja costera de 1 a 2 km, donde los niveles piezométricos están muy por encima del nivel del mar y se mantienen con la explotación [JGM], ni en tramos costeros de basaltos antiguos con abundantes diques de disposición paralela a la costa.

En parte los problemas de salinización son debidos a caudales de explotación excesivos. El propietario tiende a extraer del pozo el mayor caudal posible, lo que favorece una salinización evitable, por lo menos en parte. En general se instalan bombas de extracción de caudal excesivamente grande, como sucede en Tegueste [JGM].

El primer Plan Hidrológico de TF es de 1996, publicado en 1997 estuvo vigente hasta mayo de 2015. El plan hidrológico del primer ciclo de planificación europea 2009–2015 se ha aprobado en 2015, casi simultáneamente al inicio del segundo ciclo de planificación 2015–2021. No se dan detalles sobre la intrusión marina y únicamente se mencionan algunos incumplimientos localizados, que no se consideran representativos de la MASb en su conjunto. En el PHTF (2015) se considera la importancia de la salida de agua insular al mar. Se menciona 3 puntos aislados de posible intrusión marina en el Sur (Ajano, Las Galletas y Charcón), pero no se menciona la posible salinización de los acuíferos de Tejina-Bajamar, en el N; de hecho, con los 4 puntos de control existentes, no se detectan anomalías. Los datos de contenido en cloruro de los pozos del área únicamente se aprecian localidades con concentraciones máximas que no superar los 600 mg/L.

En la vertiente sur de la isla y en menor medida en la porción costera de Valle Guerra, hubo en el pasado pozos emboquillados a cotas bajas (en general inferiores a 300 m snm) que se salinizaron, hasta el punto de abandono de la extracción. Muchas de ellas ya estaban inactivas en el año 2000 en especial desde Graciosa hasta Santiago del Teide; estas obras hoy carecen de infraestructuras de elevación y en muchos casos están ya clausuradas.

La alta transmisividad hidráulica de las formaciones en la costa favorece la descarga periférica de agua subterránea al mar. Las galerías de agua están todas a cota elevada, con la boca alejada de la costa. La mayoría de los pozos están a cota inferior a 600 m y se acercan al litoral (Figura 3.7.4.1). El CIATF obliga a parar los pozos que suponen un riesgo para la calidad del agua. Su nueva operación requiere comprobar que el riesgo no existe mediante un nuevo ensayo de aforo.

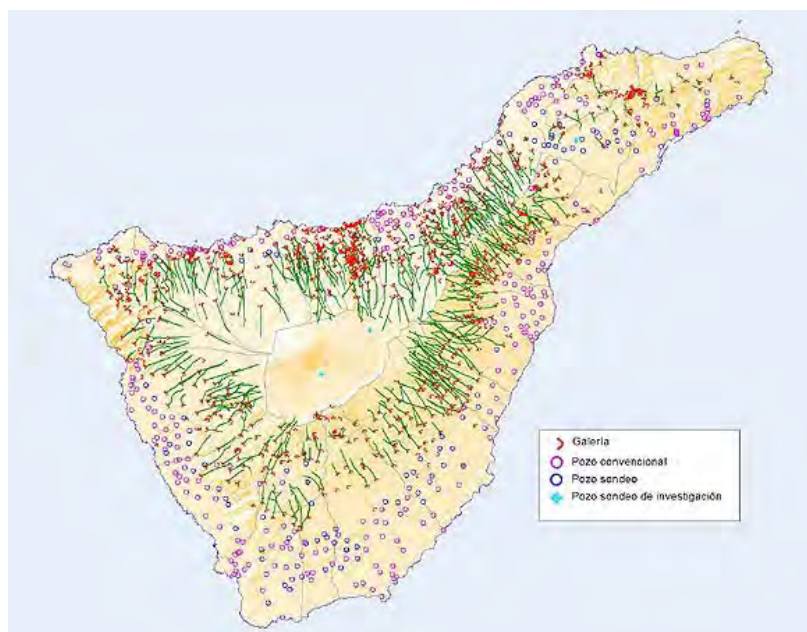


Figura 3.7.4.1 Ubicación de galerías de agua y pozos en Tenerife, según el CIATF

Existen 388 pozos que extraen un caudal conjunto de 60 hm³/año, situándose por lo general en la zona de medianías y bajas. Con este emplazamiento se pretende captar la descarga del acuífero hacia el mar. Sin embargo la eficacia de interceptación es pequeña. Debido a una creciente demanda de agua en los últimos años se han intensificado los bombeos, lo que ha favorecido la contaminación marina local.

La recarga por la precipitación se evalúa en 335 hm³/año, más 55 hm³/año de retornos de riego, con un total de 390 hm³/año. Las extracciones se estiman en 145 hm³/año, con unas salidas periféricas al mar de 375 hm³/año, o sea una salida total de 520 hm³/año. La disminución media de reservas de agua subterránea a causa de las extracciones es de 130 hm³/año según el Plan Hidrológico. Los detalles se pueden encontrar en MASE (2015).

La continuada explotación de agua subterránea ha acumulado descensos freáticos importantes en muchos lugares de Tenerife, de hasta más de 300

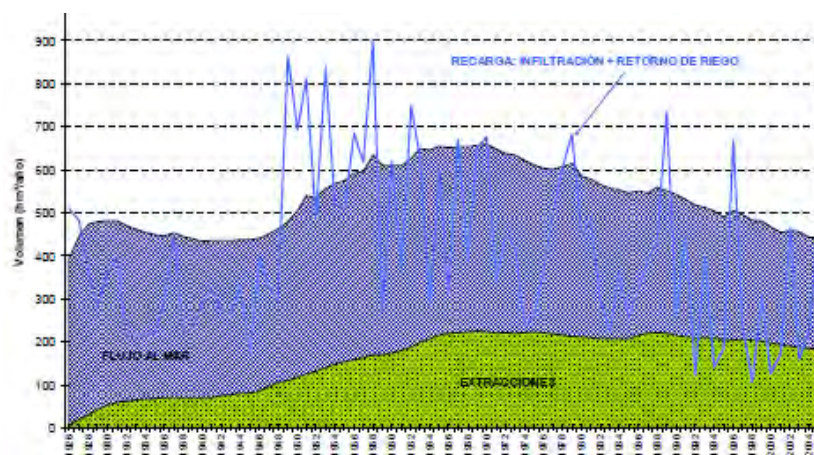
m, incluso hasta 500 m, pero los más acusados se producen alejados de la costa, con niveles que se mantienen por encima del nivel del mar. Se tiene una notable descarga al mar, como muestra la Figura 3.7.4.2, lo que hace que una parte importante de las extracciones procedan de la reducción de reservas de agua subterránea, en un dilatado proceso transitorio de muchas décadas de duración. La producción de las galerías decae más rápidamente de lo esperado, pero la descarga periférica de agua subterránea al mar se mantiene o puede haber aumentado. Mientras algunas galerías tienden a un caudal base, menor que el actual, otras quedarán secas. Con el progresivo agotamiento de la producción de las galerías de Tenerife, hasta un caudal de base de 40–50 hm³/a, los pozos costeros pueden tener un muy importante papel en el futuro no lejano [AHLG]. Sin embargo, parte de los problemas calificados actualmente como de “sobreexplotación” se pueden disminuir reduciendo pérdidas de agua en transporte y distribución [ESB y RPP].

Las circunstancias locales tienen gran influencia en la propensión a la salinización de los pozos coste-

ros, como puede ser el atravesar o no determinadas capa de baja permeabilidad en el entorno del nivel del mar. Tal es la experiencia de la Comunidad de Aguas Unión-Norte [BD, SR, JMDF, LLAA].

El Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIATF) mantiene una red de control de niveles y de calidad (Farrujia et al., 2004; 2008, PHTF, 2016), pero apenas considera la franja costera. En la MASb costera de la Vertiente Sur hay 15 y en la MASb costera del Valle de La Orotava hay 5 y en la compleja MASb de Medianías y Costa N-NE hay 7 en su porción costera.

Figura 3.7.4.2 Balances hídricos subterráneos simulados en el periodo 1926–2006 (PHTF, 2010). En azul se muestra la descarga de agua subterránea al mar, en $\text{hm}^3/\text{año}$



Dada la importancia de las salidas (descargas) al mar, que no son medibles, la incertidumbre de las cifras del balance hídrico (Tabla 3.7.4.1) es potencialmente gran-

de, aunque que se ha tratado de afinarlas mediante modelación matemática.

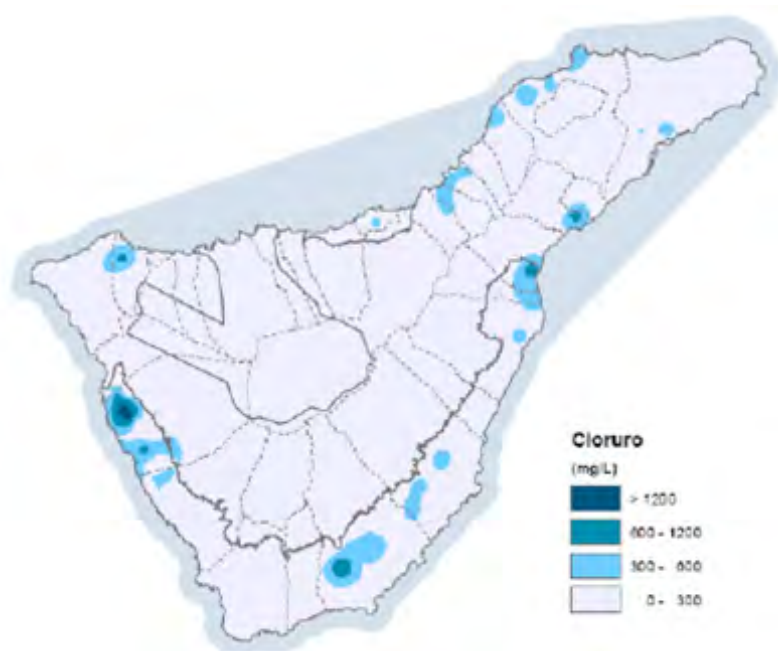
Tabla 3.7.4.1 Evolución de los componentes del balance de agua subterránea de Tenerife (ETITF, 2008; PHTF, 2015, tabla Xii-38). Valores en hm^3/a .

Década	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2005
Entradas				
Recarga	338	321	235	279
Retornos de riego	93	55	38	27
TOTAL ENTRADAS	431	376	273	306
Salidas				
Extracciones	218	213	205	188
Al mar	399	342	294	266
TOTAL SALIDAS	617	555	498	456
Disminución de reservas	186	179	225	148

La Figura 3.7.4.3 muestra las áreas en que hay captaciones de aguas subterráneas, principalmente pozos, afectadas por altos contenidos en Cl. Los pozos costeros que disponen de galerías de fondo pueden apor-

tar agua de mejor calidad y ralentizar los procesos de salinización {ESB}

La Figura 3.7.4.3 Áreas en que hay captaciones de aguas subterráneas, principalmente pozos, afectadas por altos contenidos en Cl, según el EPTITF (2015). Hace referencia al periodo 2008-2010



No hay previsión de dar nuevas concesiones de captación de aguas subterráneas salvo cuando sea necesario hacerlo para abastecimiento de población {LOPM}. El CIATF ha venido siguiendo la política de que la problemática del agua, en lo posible, no atraiga la atención del público ni de los medios de comunicación ya que se vela por encontrar soluciones y garantizar el suministro urbano. Por esta razón no está en la mente del público la intrusión marina al no operar pozos de abastecimiento de alta salinidad {LOPM}.

De acuerdo con el Plan Hidrológico de Tenerife de 2015 (art. 253), todas las captaciones tienen que aportar anualmente al menos un análisis físico-químico, las extracciones desglosados por meses y actualmente, los titulares de aprovechamientos de pozos tienen obligación de aportar además de manera anual dos medidas de profundidad del nivel piezométrico, una con el pozo en reposo (nivel estático) y otra medida con el pozo bombeando en su régimen habitual de explotación (nivel dinámico). Si no se cumple se abre un expediente de infracción muy grave por ocultación de información. Los datos anuales se ponen a disposición pública en la web del CIATF cada dos años. Por otro lado, las Comunidades de Aguas realizan sus propios análisis de agua elevada en función de horas de agua extraídas.

En la franja costera, las variaciones de nivel son poco importantes en la actualidad. Se dispone de datos de contraste para saber cuál era la situación real antes de la entrada en vigor de la Ley 12/1990. Por eso, en la franja costera lo que se valora y controla es sobre todo si se está produciendo un aumento de la salinidad por intrusión de agua de mar y puede dar lugar a restricciones en el aprovechamiento.

Hay una red de control cuantitativo y otra química. La primera se controla como mínimo una vez al año y la segunda cada tres años. Los datos se han utilizado en el Plan Hidrológico. En la web figura la información actual y la de partida pero no toda. Se puede acceder a la información completa, incluyendo los análisis químicos, mediante petición razonada. Se suministra gratuitamente a organismos públicos y para la realización de estudios.

En Tenerife, las normas específicas determinan la vigilancia de la evolución hidroquímica del acuífero para que no se produzcan procesos de contaminación por intrusión marina, sobre todo el cumplimiento de que no se supere una determinada conductividad eléctrica o contenido en cloruros. El principal y más elemental indicador de intrusión marina que se considera es la concentración de ión Cl^- . Dado que existen cloruros

de origen volcánico–climático de hasta 100 mg/L, se consideran admisibles explotaciones con pozos que alcancen hasta 300–500 mg/L de Cl^- . Hay diferencias entre los distintos sectores hidrogeológicos costeros en cuanto a la normativa de detalle aplicable. La demanda de agua excluye a los pozos que producen agua de más de 300 mg/L de Cl^- , entre otros parámetros indicadores de mala calidad.

El Plan Hidrológico señala, con carácter general (art 241), que no se otorgarán nuevas concesiones de aprovechamiento salvo en los casos que determina el propio Plan. No hay un criterio de distancia a la costa ni de altitud de la boca del pozo. Los pozos a cota superior a 300 m no tienen efectos de salinización marina, aún en los materiales muy permeables recientes.

Cuando en un pozo costero el contenido en Cl ha aumentado, se obliga al propietario a reducir el caudal hasta que la salinidad sea de menos de 600 mg/L. Si no se consigue, se procede a su paralización o clausura.

En el N de Tenerife no hay actualmente problemas de salinización marina de las aguas subterráneas, excepto en algunos pozos en el Valle de la Orotava. Algunos pozos importantes están parados por haber tenido salinidad algo elevada. Normalmente el agua subterránea tiene 150–200 mg/L Cl.

La mayor salinización registrada es la de un pozo en el SW, de 600 m de profundidad, en el que se alcanzaron 12 mS/cm y 3000 mg/L Cl [IFR].

En la vertiente S no hay en la actualidad pozos de captación de aguas subterráneas dulces en explotación por debajo de los 300 m snm. Los hubo en el pasado, pero la salinización del acuífero costero ha provocado su abandono, muchos de ellos desde hace más de 25 años.

Dado que se produce un efecto inducido de aumento de intrusión a causa de las extracciones costeras con alta salinidad, el CIATF vigila que en ningún caso se extraiga agua subterránea con más de 500 mg/L Cl. Con carácter excepcional se han otorgado autorizaciones para desalinizar esta agua para usos agrícolas: Los Guirres en el TM de Güímar y Costa de Tejina en TM Guía de Isora. Asimismo se trata de evitar que aguas salobres puedan circular por conducciones “de terceros” (no propias de quien las capta), dado que la mezcla consiguiente va en perjuicio de los otros caudales circulantes.

En la época de verano, coincidente con la mayor extracción de pozos, se suelen observar las mayores salinidades. En la época de invierno, las necesidades de agua de pozos disminuyen y se extrae menos agua subterránea, lo que repercute en la mejora de calidad de agua en dichos pozos, pero para las Comunidades de Aguas aparece el problema económico de que no tienen ingresos por agua elevada pero tienen que pagar por el concepto de disponibilidad de energía eléctrica, según la potencia contratada. Por otro lado, el incremento del coste de la energía eléctrica provoca que haya bastantes pozos que han dejado de elevar el agua al no poder cubrir los costes. Esto ha disminuido notablemente el riesgo de salinización.

El papel regulador de los pozos costeros en cuanto a la producción de agua para atender a las variaciones de la demanda, es variable. Actualmente, en el Sur casi no contribuyen a la regulación ya que se explotan en continuo, pero dicho papel regulador es notable en el Valle de La Orotava. En la evaluación del papel regulador se debe tener en cuenta el efecto opuesto que se deriva de la pérdida de producción de agua de las áreas de medianías por progresiva disminución de los caudales de las galerías, que se debe compensar con mayor explotación costera, y la disminución de la demanda agrícola por el abandono del cultivo del tomate. Pero estos los efectos no son iguales en el Sur que en el Norte [LGS].

Los planes de emergencia de abastecimiento de agua prevén paliar las situaciones de restricciones de agua mediante la reactivación de pozos que cumplan la normativa [LOPM], lo que supone su previa puesta a punto y reposición de partes que puedan haber sido vandalizadas o robadas (por ejemplo las partes de Cu) en periodos de escasa vigilancia o semi–abandono [JFB y CGR].

La calidad pesa poco en la demanda de agua pues las diferencias de calidad entre unas producciones de agua y otras, tras eliminar las más conflictivas, desaparecen por mezcla en las redes básicas de transporte. Actualmente no hay problemas especiales para el abastecimiento humano y agrícola en relación con la calidad, al menos en la zona Sur de la isla. La actividad agraria se mantiene a nivel general, aunque puede haber disminuido localmente en algunas zonas del NE, pero con cierto aumento en otras. La disminución de la actividad agrícola no es debida a la pérdida de calidad sino por problemas económicos de las cooperativas y el cese de parte de ellas, además de los problemas estructurales del sector agrario y su decreciente capacidad de

exportación por pérdida de competitividad en los mercados exteriores. Con la actual crisis económica se han recuperado algunas pequeñas superficies en medianías para cultivo, en general de secano pero también de regadío, destinadas a autoconsumo [HT].

Con carácter general, ha habido y hay problemas de salinización de suelos regados con pozos costeros. El CIATF ha tolerado anteriormente las mezclas de aguas para regadío, pero el actual Plan Hidrológico de TF no es favorable. Sin embargo, se han autorizado durante la sequía y altas temperaturas de verano de 2015, en la que aumentó la demanda de agua agrícola, con mayor extracción de los pozos. Algunos pozos costeros han terminado salinizándose. En 2012 los pozos se usaron para no perder los cultivos de flor ornamental, a pesar de la deficiente calidad del agua captada [HT].

Tienen interés ecológico los Manantiales de Jover (Costa de Tejina), que son cuatro manantiales perennes con uso para bañistas. La desalinización del agua del mar ha llegado tardíamente a Tenerife a causa de la mayor disponibilidad tradicional de agua. La producción de 6,7 hm³/a en 1999 ha ido creciendo hasta 8 hm³/a en 2000 y a 19 hm³/a en 2005. Su uso principal es para abastecimiento aunque el 84% del agua de suministro a población es proporcionada por los particulares {LOPM}. En general no se destinan a agricultura pero se adquieren para salvar cosechas {LOPM}. Se sigue una política general de abandono de la explotación de aguas subterráneas y su substitución por agua desalinizada {LOPM}, en parte para reducir la explotación del acuífero y en parte por el más fácil control administrativo, pero a un coste mayor. Incluso se considera el abastecimiento con agua desalinizada a La Laguna, lo que supone una elevación superior a 500 m que se suma a la presión de unos 700 m para desalinizar. Con el notable acuífero local se puede tratar de conseguir el agua necesaria del acuífero local de Los Rodeos con sólo elevaciones de 200 a 300 m {LOPM} y coste comparable con el agua disponible localmente, a un precio de 0,65 €/m³. Para ello hay que mejorar los estudios y mejorar la modelización numérica; un modelo en régimen no estacionario está en realización.

La captación del agua del mar para ser desalinizada es directa, aunque para las plantas previstas en los polígonos industriales de Güimar y Granadilla el CIATF ha considerado la captación mediante pozos entre 40 y 60 m de profundidad aprovechando los potentes rellenos vulcano-clásticos de los respectivos barrancos. La desalinización de aguas subterráneas salobres tiene el inconveniente del alto contenido en SiO₂, en general

superior a 50 mg/L y frecuentemente de 60 mg/L o más. Esto es un serio problema para las plantas de ósmosis inversa (OI) ya que cuando se concentra durante el proceso por encima de 120 mg/L de SiO₂ se produce una película incrustante de silicato que acorta mucho la vida útil de las membranas. Para evitarlo se requiere un pretratamiento para reducir la concentración inicial de SiO₂ a menos de 30 mg/L. No se ha encontrado aún un procedimiento económico eficaz después de 20 años de investigaciones [JFB y CGR]. Este problema se soluciona con las plantas de electrodiálisis reversible (EDR), ya que la sílice disuelta no está en forma iónica y por tanto no es atraída eléctricamente; además el rechazo se reduce al 15%. No obstante, parece que alguna empresa (TEDAGUA) puede operar con OI hasta concentraciones de 200 mg/L de SiO₂ durante el proceso, sin problemas y con un rechazo del 25%. El agua producida en la plantas desalinizadoras de Adeje-Arona, Granadilla de Abona y Fonsalía se va a recarbonatar con lechos de CaCO₃ aplicando el proceso diseñado por la Fundación Centro Canario del Agua (FCCA).

La alimentación de las nuevas plantas desalinizadoras supone la excepción de captar más agua marina a través del acuífero, autorizando pozos más al interior de la franja de 100 m, hasta 300 m de la línea de costa, a cambio de incrementar algo la intrusión marina. La desalinizadora de agua del mar de Adeje-Arona capta 50.000 m³/d del acuífero. Para atender a la demanda creciente se requiere captar en la costa hasta 50.000 m³/d de agua adicionales [JFB y CGR].

Para que se autorice una captación de agua salina subterránea para una desalinizadora o desalobrador, el aprovechamiento debe estar inscrito en el Registro de Aguas y el contenido en cloruros de las aguas alumbradas debe ser superior al límite fijado en el Plan Hidrológico para el sector en el que se localiza el pozo. El valor aplicado es más de 600 mg/L de Cl y deriva de estudios agronómicos locales [IFR].

En el área de Guía de Isora, que es deficitaria en agua, aunque ahora ya dispone de agua desalinizada y regenerada, para desalobración funcionan los pozos Acevedo, Ajano y Era del Llano, con CE respectivas de 3250, 5270 y 4940 µS/cm y Cl respectivos de 765, 1472 y 1337 mg/L. En Las Galletas la desalinización de agua del mar es para agricultura a cambio de la renuncia a usar aguas subterráneas blancas (de pozos y galerías).

En 1999 entraron en operación las primeras plantas para reducir la salinidad de aguas subterráneas salobres (desalobración). El CIATF no es favorable a la desalobración de aguas subterráneas salobres y salinas para no aumentar las extracciones y aumentar los problemas de salinización en captaciones ya existentes. Así, no se prevé autorizar nuevas obras de captación. En la conurbación Adeje–Arona no existen captaciones en explotación que puedan ser afectadas. La capacidad ha crecido desde 2 hm³/a en 1999 hasta 5,5 hm³/a en 2005, para producir 4,8 hm³/a, principalmente en el área costera del S y en el NW. La alimentación procede de algunos pozos costeros en el área de Adeje–Las Galletas. También se desalobran aguas residuales tratadas y el agua de composición inadecuada de algunas galerías, principalmente para reducir el contenido en flúor. Numerosos hoteles tienen captación de agua marina costera para desalinización. El Plan Hidrológico enumera 21 plantas de >10m³/d. También identifica 5 plantas desalobradoras: Aripe (Guía de Isora, operada por BALTEN), Tamaimo (Santiago del Teide, que cesó en 2011), Cruz de Tarifes (La Guancha), Icod-I (Altos de Icod, Icod de los Vinos) e Icod-II (El Reventón, Icod de los Vinos, principalmente para eliminar F). Otras fuentes indican un total de 35 desalinizadoras y desalobradoras de aguas captada en pozos en 2013 {LOPM} para producir 155.000 m³/a, de las cuales 27 son privadas para producir 56.000 m³/a. El agua salobre del pozo costero de Chío, en Guía de Isora, se trata por electrodiálisis reversible y se destina al uso agrícola. En algunos pozos la salinidad del agua salobre captada ha ido aumentando con la explotación, como en San Ginés-Fañabé, donde la CE ha pasado de 2500 a 8000 µS/cm {LOPM}.

La reutilización de aguas residuales se realiza casi exclusivamente en el Sur y en el entorno de Santa Cruz de Tenerife. El agua regenerada tiene una conductividad eléctrica media entre 1500 y 3000 µS/cm debido a la salinidad de la propia agua de abastecimiento (que ha ido disminuyendo paulatinamente tras la incorpo-

ración de aguas desalinizadas a las redes de abastecimiento) y picos ocasionales de hasta 5000 µS/cm, causados por la incorporación a la red de saneamiento de vertidos salinos de piscinas y pequeñas plantas de desalobración, en general clandestinas. Parece que la aparición de estos picos de salinidad ya está controlada. Estas irregularidades crearon inicialmente una tendencia al rechazo del agua regenerada.

Las aguas residuales urbanas regeneradas en la agricultura son bien aceptadas a su tarifa en las áreas de gran demanda del S, aunque se consideran caras en algunas áreas del N en comparación con las aguas disponibles. El aporte de nitrógeno como nutriente no es generalmente contabilizado. Parte del interés de sus uso, al igual que el de las aguas desalinizadas, es liberar aguas blancas que se destinan al abasto humano y con esa oferta conseguir que los precios del agua para la agricultura desciendan, pero también concurren factores económicos de coste de oportunidad y sobre todo medioambiental [JDM]. La administración considera que las aguas regeneradas son una solución real y disponible para la agricultura de regadío [JDM], pero hay organizaciones agrarias que dicen lo contrario, salvo en situaciones no comunes [HT].

Los parques acuáticos suponen un notable atractivo turístico y de ingresos económicos. La oferta es para unos 9 días de estancia. El uso de agua marina presenta un riesgo de vertido cuando las instalaciones están alejadas de la costa.

El turismo se ha incrementado en 2015 en un 5%, con el consiguiente aumento de demanda de agua, de modo que la desalinizadora de agua marina de Adeje–Arona, de 30.000 m³/d nominales, ha tenido que reforzarse con 3 unidades móviles de 1000 m³/d cada una para evitar fallos de suministro en agosto. Dicha planta ha estado operando en 2016 al 98% de su capacidad nominal [JDM].

3.7.5 Islas occidentales: La Palma, La Gomera y El Hierro

La isla de **La Palma** (San Miguel de La Palma) es geológicamente reciente. Se ha formado en el Cuaternario aunque afloran materiales más antiguos de su etapa de formación submarina. En su periferia tiene formaciones volcánicas basálticas permeables, a veces con notable espesor bajo el nivel del mar, lo que supone una posible cuña marina de notable penetración natural. No hay datos ni estudios al respecto.

En el Plan Hidrológico de la Isla de La Palma (PHLP, 2015) se identifican 5 MASb, de las cuales 3 son costeras, como muestra la Figura 3.7.5.1. Gran parte de la captación de agua subterránea es de manantiales (nacientes) y galerías, pero hay numerosos pozos en partes del área costera (Figura 3.7.5.2). La mayoría de la red de observación está fuera de las áreas costeras. Para una recarga de 253 hm³/año se tiene una explo-

tación de 62 hm³/año, o sea un índice de explotación de 0,25. Hay extracciones costeras concentradas en el

entorno de Santa Cruz de La Palma, de Tazacorte y de Puerto Naos.

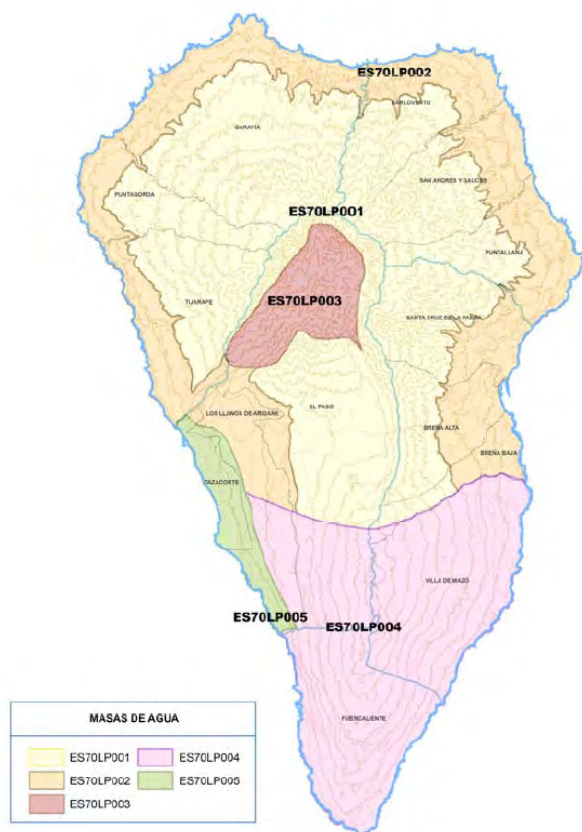


Figura 3.7.5.1 Situación de las MASb de la isla de La Palma (PHLP, 2015)

En el Plan Hidrológico se señala que hay intrusión marina en los acuíferos costeros, en especial en la mitad norte de la isla. La mitad de los pozos costeros han sido abandonados y los restantes tienen alguna afección por exceso de salinidad, aunque el efecto de salinización desaparece pronto tras el cese de la extracción. Se producen notables descargas de agua subterránea insular al mar.

En la actualidad, las salinidades medidas en las pocas captaciones próximas a la costa (la mayoría en el Valle de Aridane) presentan valores de conductividad eléctrica inferiores a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al finalizar el verano y al finalizar el invierno entre 700 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Poncela, 2006; Poncela y Skupien, 2013). Muchos pozos costeros de la zona oriental de La Palma están abandonados, por lo que ha disminuido la presión sobre esa zona [ESB y RPP].



Figura 3.7.5.2 Situación de los puntos de captación de agua subterránea (PHLP, 2015). La simbología utilizada es: arco = galería; arco enmarcado en un círculo = galería con compuertas para el cierre hidráulico; estrella = naciente; punto = pozo

Los problemas de elevada salinidad de diversos pozos del área de Tazacorte, al final del Barranco de Las Angustias, en el centro occidental, son conocidos desde hace décadas. Las causas no han sido estudiadas en detalle y simplemente se han atribuido a intrusión marina. Posiblemente se trate del efecto de conos salinos ascensionales a partir de una cuña de intrusión marina profunda, en parte natural, dada la elevada permeabilidad y espesor de los sedimentos y basaltos subyacentes. También puede influir el lavado de los sedimentos del abanico deltaico que forma parte de los sedimentos del Time. Se han iniciado algunos estudios mediante la isotopía del Sr (Pérez, 2008).

No se tiene conocimiento real de los mecanismos de intrusión marina en las zonas costeras puesto que no se miden adecuadamente, ni existen piezometrías

actualizadas. Skupien (1998) presentó una piezometría insular general que consideraba la zona costera.

A título anecdótico, en el lado occidental del extremo sur existió el pequeño naciente permanente de la Fuente Santa, de aguas salobres bicarbonatadas sódicas, características de una descarga litoral que es mezcla de agua dulce y agua marina con notable influencia de gases endógenos volcánicos. De hecho, la zona es volcánicamente activa, con diversas manifestaciones históricas. El naciente era utilizado en tratamientos médicos para curar enfermedades de la piel, con tradición de visitantes ilustres. La erupción del volcán de San Antonio en el siglo XVII la cubrió con una potente capa de lavas y piroclastos. Todos los intentos de recuperación fracasaron por la gran dificultad técnica y poca precisión en la ubicación. Sólo recientemente se ha podido acceder de nuevo a la misma mediante una galería de 200 m (Soler Liceras, 2006; 2007; Poncela Poncela et al., 2012). Está pendiente su aprovechamiento como balneario. Es una Zona Sensible de acuerdo con los criterios de la Directiva Marco

del Agua y tiene perímetro de protección minero de aguas minerales.

La isla de **La Gomera** es la única de las Islas Canarias que no ha tenido volcanismo activo en los últimos dos millones de años. En ella afloran lavas submarinas. Su morfología guarda cierta semejanza con Gran Canaria, aunque es 5 veces menor. La mayor parte del agua subterránea captada es de nacientes (manantiales), con algunos pozos en las pequeñas áreas llanas costeras, como las de San Sebastián de La Gomera (La Villa) y Valle Gran Rey.

En el Plan Hidrológico de la Isla de la Gomera (PHG, 2002), publicado en 2003 en el BOC, no se trata la problemática de la intrusión marina para ninguna de las tres MASb consideradas, ni se considera entre los temas del Esquema de Temas Importantes para el periodo 2015–2021 ni en su versión actual (PHG, 2015). La demanda bruta de agua es de 8 hm³/año. El balance de agua presenta notables incertidumbres, como muestra la Tabla 3.7.5.1.

Tabla 3.7.5.1 Términos del balance de agua en La Gomera según distintas fuentes, en hm³/a.

PHGO-2003. Plan hidrológico de La Gomera, 2003

A-IL; B-IL. Dos situaciones estudiadas en Izquierdo Labraca (2011)

SIMPA. Aplicación de modelo hidrológico SIMPA

Fuente	P	ES	ETR	R
PHGO-2003	137	7	65	65
A-IL	150	42	65	43
B-IL	150	42	94	14
SIMPA	139	11	94	33

Los valores promedios de la conductividad eléctrica son inferiores a 400 µS/cm, aunque puntualmente puede llegar hasta 700 µS/cm (PHG, 2015). En el área de Valle Gran Rey, sólo los sondeos de abastecimiento son productores y se encuentran entre La Orijama, El Altito y La Ermita de Los Reyes. Los caudales son en general inferiores a 2 L/s y las conductividades eléctricas oscilan entre 400–500 µS/cm, localmente superiores {RPP}. No se tiene conocimiento real de los mecanismos de intrusión marina en las zonas costeras puesto que no existen piezometrías actualizadas. Se hizo un estudio hidrogeoquímico e isotópico ambiental (Custodio y Manzano, 1990) que sólo detectó alguna salinización en la parte baja de Valle Gran Rey, pero no era ese el objetivo.

El humedal del Charco del Cieno (Valle Gran Rey) cuenta con protección medioambiental como sitio de Interés Científico, dentro de las normas de conservación del Parque Rural del Valle Gran Rey.

La isla de **El Hierro** es la más reciente de las Islas Canarias. Es volcánicamente activa. Está conformada por grandes deslizamientos que dejan algunas áreas llanas costeras que han recibido lavas de erupciones recientes.

Tradicionalmente la isla ha tenido problemas de agua por la gran permeabilidad superficial y la ausencia de formaciones menos permeables en profundidad que favoreciesen la aparición de nacientes (manantiales).

Los aljibes de lluvia era el modo tradicional de que la pequeña población rural dispusiese de agua.

En el Plan Hidrológico de la Isla de El Hierro (PHH, 2015) se consideran 3 MASb: Valle de El Golfo (N), Valverde–Zona Oriental (NE) y El Julán–Zona Sur (S y SW). Se identifican 49 captaciones de agua subterránea, de las que 7 están operativas para extraer 2,2 hm³/año de una recarga estimada en 27 hm³/año, o sea un índice de explotación de 0,08. No se considera la intrusión

marina ni se incluye en el Esquema de Temas Importantes 2005–2006 para el periodo 2009–2015. En el Plan Hidrológico 2005–2006 se menciona la peor calidad del agua subterránea en la parte occidental por salinidad alta además de aporte de CO₂ geogénico. En la MASB de El Julán–Zona Sur casi todos los pozos periféricos tienen afección salina. En la Tabla 3.7.5.1 se relacionan los contenidos en cloruro de los puntos de agua subterráneas de los que se tiene información.

Tabla 3.7.5.1 Contenido en Cl, en mg/L, en diversos puntos de agua subterránea con elevada salinidad en tres campañas de medida para el Plan Hidrológico de El Hierro

Captación	1984	1990	2002	Comentario
Agua Nueva	515	605		
La Coruja	523			
Fátima	468	580		
Frontera	23			Recarga central
Tejecute	117			
Los Llanitos	108	593		
Tigaday	58		39	Recarga central
Las Casitas	107	61		
Tanjacote	562		646	
Tamaduste Nuevo	1130		270	Afección en receso
Tamaduste Antiguo	960	94	135	
La Caleta	923		1022	Afección marina
Varadero	304		455	
Timijaraque Nuevo	505		657	
Icota	154	500	371	En el SE
El Parador	312			En el E
Los Padrones	40	43	34	Recarga central
Tacorón (galería)	153/357		1080	Afección marina
Los Jables	185			
El Julán (galería)	46/170		70/210	Recarga
las Alcusas	437			
El Verdoral	353			

Los valores promedios de la conductividad eléctrica son inferiores a 2 mS/cm, excepto el Pozo La Salud, donde se llega naturalmente a 10 mS/cm (PHH, 2015). Para el abastecimiento urbano se dispone de una desalinizadora de agua marina cerca de Valverde, que está integrada energéticamente a una central termoelectrónica con bombeo reversible. Otras desalinizadoras menores son las de El Cangrejo, La Restinga y El Golfo.

En la plataforma costera de El Golfo, para el desarrollo de agricultura de regadío de alto valor, se perforaron varios pozos de los que inicialmente se extraía agua moderadamente salobre pero que pronto se hacía salobre y no permitía ya el cultivo en condiciones

deseables. Para el estudio de la situación, en la década de 1970 el Servicio Geológico de Obras Públicas realizó reconocimientos mecánicos mediante sondeos en la plataforma costera de El Golfo, con muestreos del agua subterránea y registros verticales de conductividad eléctrica y temperatura. Estos datos no fueron elaborados en detalle pero mostraban niveles freáticos naturales muy próximos al nivel del mar y estratificación salina, que se inicia con agua entre poco a bastante salobre. Es una situación característica de un acuífero espeso, transmisor y con poca recarga (cuenca pequeña y semiárida). Hace algún tiempo se realizó un modelo preliminar utilizando el código SUTRA (F. Roque, com. personal).

3.7.6 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

José Fernández Bethencourt. Exgerente Consejo Insular Aguas de Tenerife
María del Carmen Cabrera Santana. Prof. Universidad de Las Palmas GC
Luis Olavo Puga de Miguel. Prof. Univ. La Laguna.
Exfunc. Gob. Canarias

3.7.7 Referencias sobre los acuíferos costeros canarios

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[AHLG] Adolfo Hoyos-Limón Gil. Exdirector General Aguas Gobierno de Canarias
[BD] Braulio Domínguez. Presidente Comunidad Aguas Unión-Norte. Tenerife
[DR] Dionisio Rocha. Expres. Comunidad Regantes Las Galletas. Tenerife
[DRS] Diana Rodríguez. ATHidrotécnica. Tamaraceite. Las Palmas GC
[EMD] Enrique Moreno Deus. Consejo Insular Aguas de Gran Canaria
[ESB] Elzbieta Skupien Balon. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife
[FRV] Felipe Roque Villareal. Director Gerente ELMASA. Gran Canaria
[HT] Hernán Tejera. Secretario General ASAJA. Tenerife
[IFR] Isabel Farrugia de la Rosa. Hidrogeol. Consejo Insular Aguas TF
[JDM] Javier Davara Méndez. Gerente Consejo Insular Aguas Tenerife
[JFB] José Fernández Bethencourt. Exgerente Consejo Insular Aguas TF
[JGM] Joaquín Gómez Morte. Empresario de perforaciones. Las Palmas GC
[JLGM] José Luis Guerra Marrero. Exgerente Consejo Insular Aguas GC
[LFM] Luis Fernando Martín. U. Las Palmas GC. CIAGC
[LGS] Luis González Sosa. TAGUA, Tenerife
[LLAA] Luis López de Ayala y Aznar. Pozos Costa Tejina. Tenerife
[LOPM] Luis Olavo Puga de Miguel, Prof. U. La Laguna. Exfunc. Gob. Canarias

[MCCS] María del Carmen Cabrera Santana. Prof. U. de Las Palmas GC
[RPP] Roberto Poncela Poncela. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife
[SR] Sergio Rodríguez. Gerente Comunidad Aguas Unión-Norte. Tenerife
[TCF] Tatiana Cruz Fuentes. Universidad de Las Palmas GC

{ESB} Elzbieta Skupien Balon. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife
{LOPM} Luis Olavo Puga de Miguel, Prof. U. La Laguna. Exfunc. Gob. Canarias
{RPP} Roberto Poncela Poncela. Profesional libre. Santa Cruz de Tenerife

Ancochea, E., Barrera, J.L., Bellido, F., Benito, R., Brändle, J.L., Cebriá, J.M., Coello, J., Cubas, C.R., De la Nuez, J., Doblas, M., Gómez, J.A., Hernán, F., Herrera, R., Huertas, M.J., López-Ruiz, J., Martí, J., Muñoz, M. y Sagredo, J. 2004. En: J. Vera (ed.), *Geología de España*, SGE-GME, Madrid, 1–17.

Cabrera, M.C. (2011). El acuífero costero del este de Gran Canaria: un ejemplo de salinización en un acuífero volcánico complejo. En: Cabrera, M.C.; Lambán L.J.; Manzano, M.; Valverde, M. (Eds.). 2011. *Cuatro décadas de Investigación y Formación en Aguas Subterráneas: Libro Homenaje al Profesor Emilio Custodio*. AIH–GE: 229–238.

Cabrera, M.C.; Núñez, J.A.; Custodio, E. (1991). Hydrogeology of Telde area (Gran Canaria, Canary Islands, Spain). *Aquifer Over-exploitation*. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Puerto de La Cruz, 1: 507–510.

Cabrera, M.C.; Núñez, J.A.; Custodio, E. (1992). Contribución al conocimiento geológico del subsuelo de Telde (Gran Canaria, Islas Canarias). III Congreso Geológico de España y VII Congreso Latinoamericano de Geología. Salamanca, 2: 256–260.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (1996). Caracterización de las familias hidrogeoquímicas en el acuífero costero de Telde (Gran Canaria). *Geogaceta*, 20(6): 1295–1297.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (1998). La contaminación por retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria). En: *La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente*. AIH–GE. IGME, Madrid: 81–88.

Cabrera, M.C.; Delgado, F.; Muñoz, J.; Pérez Torrado, F.J.; La Moneda, E. (2000). Caracterización de las familias hidrogeoquímicas en el acuífero de La Aldea (Gran Canaria). *Geotemas*, 1(2): 47–50. Cabrera, M.C.; Custodio, E. 2001. Análisis de la explotación por formaciones en el acuífero de Telde (Gran Canaria). *HRH*, XXIII: 269–279.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2003). Hidrogeoquímica del acuífero costero de la Ciudad de Telde (Gran Canaria). *El Agua y la Ciudad Sostenible: Hidrogeología Urbana*. Barcelona. AIH–GE. IGME, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas 11. Madrid: 303–311.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2004). Groundwater flow in a volcanic–sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. *Hydrogeol. J.*, 12(3): 305–320.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2005). Evolution of groundwater intensive development in the coastal aquifer of Telde (Gran Canaria, Canarian Archipelago, Spain). *Groundwater Intensive Use* (Ed. A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez–Cortina, X. Sánchez–Vila). AIH Selected Papers 7, Balkema: 295–306.

Cabrera, M.C.; Jiménez, J.; Custodio, E. (2011). El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias cuatro décadas después del proyecto SPA–15. Ed. Asociación Internacional de Hidrogeólogos–Grupo Español. <http://mdc.ulpgc.es/cdm4/document.php?CISOROOT=/MDC&CISOPTR=154572&CISOSHOW=154546>

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2012). Salinidad e intrusión marina en el acuífero de Telde (NE de Gran Canaria) y efecto de las plantas desaladoras. IV TIAC, Alicante. I: 243–254.

Cabrera, M.C.; Naranjo, G.; Cruz–Fuentes, T.; Hernández–Quesada, P.; Benavides, A.; Estévez, E.; Martín, L.F., Custodio, E. (2013). Aplicación del balance de cloruros para la estimación de la recarga natural al acuífero del norte de Gran Canaria. X Simposio de Hidrogeología. Granada. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. AIH: 499–508.

CANHIDRO (1980). Proyecto de planificación y explotación de los recursos de agua de las Islas Canarias. CANHIDRO–MAC21. MOPU–DGOH. Madrid – Las Palmas de Gran Canaria, 12 vols.

Crespo Arribas, N.; Custodio, E.; Vázquez–Suñé, E. (2015). Caracterización hidrogeológica y modelización de flujo en el Acuífero de Los Rodeos (Tenerife). En: M.C. Cabrera, T. Cruz–Fuentes, V. Mendoza y M.P. Palacios (eds.), II Workshop Estudio, Aprovechamiento y Gestión del Agua en Terrenos e Islas Volcánicas. Las Palmas de Gran Canaria. IGME y AIH–GE: 167–174.

Cruz–Fuentes, T.; Cabrera Santana, M.C.; Heredia Díaz, J.; Custodio, E. (2014a). Contribución de la modelación del flujo y el transporte de cloruros al conocimiento de funcionamiento del acuífero volcánico de La Aldea (Gran Canaria, Islas Canarias). En: J. Gómez–Hernández y J. Rodrigo–Ilarri (eds.), II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas, Valencia. Ed. Universitat Politècnica de València: 233–249 (electr.).

Cruz–Fuentes, T.; Heredia, J.; Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2014b). Behaviour of a small sedimentary volcanic aquifer receiving irrigation return flows: La Aldea, Gran Canaria, Canary Islands (Spain). *Hydrogeol. J.*, 22, (4): 865–882.

Cruz–Fuentes, T., Cabrera, M.C., Custodio, E., Heredia, J. (2014c). Groundwater salinity and hydrochemical processes in the volcanosedimentary aquifer of La Aldea, Gran Canaria, Canary, Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment*. 484:154–166.

Custodio, E. (1974). Contribuciones al conocimiento geohidroquímico de la Isla de Lanzarote (Islas Canarias, España). Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. CEDEX, Madrid, 1987: 463–510.

Custodio, E. (1978). Geohidrología de formaciones e islas volcánicas. Centro de Estudios Hidrográficos e Instituto de Hidrología. Madrid: 1–303.

Custodio, E. (1988a). Hydrochemistry of Tenerife Island. *Revista Española de Hidrogeología*, 3: 1–19.

Custodio, E. (1988b). Nota sobre la intrusión marina en las Islas Canarias. En: *La Intrusión Marina en España*. I TIAC, Almuñécar: 593–603.

Custodio, E. (1989). Groundwater characteristics and problems in volcanic rock terrains. *Isotope Techniques in the Study of the Hydrology of Fractured and Fissured Rocks*. Internat. Atomic Energy Agency, Vienna, 87–137.

Custodio, E. (1990). Saline groundwater in the Canary Islands (Spain) resulting from aridity. Greenhouse effect, sea level and drought. NATO ASI Series C. Mathematical and Physical Sciences. 325. Reidel Publ. Co. Dordrecht: 593–618.

Custodio, E. (1992). Coastal aquifer salinization as a consequence of aridity: the case of Amurga phonolitic massif, Gran Canaria Island. 12th SWIM, Barcelona: 81–98.

Custodio, E. (2007). Groundwater in volcanic hard rocks. En: J. Krásný and J.M. Sharp Jr. (eds.), *Groundwater in Fractured Rocks. Selected Papers 9*. International Association of Hydrogeologists. Taylor & Francis, London: 95–108.

Custodio, E. (2010). Overview of saline water problems in small volcanic islands. 21st SWIM, Ponta Delgada. Universidade dos Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 5.

- Custodio, E.; Hoppe, J.; Hoyos–Limón, A.; Jiménez, J.; Plata, A.; Udluft, P. (1987). Aportaciones al conocimiento geohidrológico de Tenerife utilizando isótopos ambientales. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*. AEHS: XI, 263–280.
- Custodio, E.; López–García, L.; Amigó, E. (1988). Simulation par modèle mathématique de l'île volcanique de Ténérife (Canaries). *Hydrogéologie, Orléans*. 2: 153–167.
- Custodio, E.; Manzano, M. (1990). Estudio hidroquímico e isotópico ambiental preliminar de la isla de La Gomera. *Curso Internacional de Hidrología Subterránea*. Barcelona: 1–89.
- Custodio, E.; Custodio–Ayala, J. (2001). Hidrogeoquímica isotópica del macizo de Amurga (SE de la Isla de Gran Canaria). In: A. Medina and J. Carrera (eds.), *Las Caras del Agua Subterránea*. Barcelona. IGME–Madrid, 1: 461–468.
- Custodio, E., Cabrera, M.C. (2008). Síntesis de la hidrogeología de las Islas Canarias. VII Geo–Temas 10: *Hidrogeología*: 785–788 (en CD).
- Custodio, E., Jódar, J. (2016). Simple solutions for steady–state diffuse recharge evaluation in sloping homogeneous unconfined aquifers by means of atmospheric tracers. *Journal of Hydrology*, 540: 287–305.
- Delgado Díaz, S., González Cabrera, E., Martín Calero, A. (2011). Evaluación de tecnologías potenciales de reducción de la contaminación de las aguas canarias. *Proyecto Tecnoagua*. Universidad de La Laguna: 1–266.
- ETITF (2008). Esquema de temas importantes. Anejo VIII a la Memoria de Información. Plan Hidrológico de Tenerife, Consejo Insular de Aguas de Tenerife: 1–200.
- ETPITF (2015). Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica de la Demarcación Hidrográfica de Tenerife. Consejo Insular de Aguas de Tenerife.
- Farrujia, I.; Velasco, J.; Fernández, J.; Martín, M.C. (2004). Evolución del nivel freático en la mitad oriental del acuífero de Las Cañadas del Teide. Cuantificación de parámetros hidrogeológicos. VIII Simposio de Hidrogeología, AEH. Zaragoza, XXVII: 131 – 142.
- Farrujia, I., Fernández, J., Skupien, E., Poncela, R. (2008). Redes de control químico de las masas de aguas subterráneas en Tenerife: valoración de resultados. http://www.aguastenerife.org/5_educayforma/pdf/Articulo%20AQUAMAC%20final.pdf
- Galindo, E. (2012). Islas Canarias. IV TIAC, Alicante, II: 183–205.
- Galindo Rodríguez, E.; Martí Vallbona, B.; del Pozo Gómez, M.; Castaño Castaño, S. (2005). Identificación y caracterización de áreas sobreexplotadas en la zona este de Gran Canaria. In: Sánchez–Vila, X.; Cabrera, M.C. y Valverde, M. (Ed.): *De la Toma de Datos y la Realización de Modelos de Agua Subterránea a la Gestión Integrada*. Publicaciones IGME, Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas 21: 315–322.
- Galindo, E.; Pozo, M.; Martí, B. (2007a). Caracterización hidroquímica y problemas de intrusión marina en la zona Este de Gran Canaria. III TIAC, Almería I: 117–130.
- Galindo, E.; Pozo, M.; Martí, B. (2007b). Identificación de áreas sobreexplotadas en la zona Este de Gran Canaria y propuestas para su corrección. III TIAC, Almería I: 1045–1054.
- Galindo, E.; Murillo, J.M. (2012). Un primer paso en la modelación de la intrusión marina de la zona este de Gran Canaria. IV TIAC, Alicante, I: 101–113.

Gasparini, A.; Custodio, E.; Fontes, J.C.; Jiménez, J.; Nuñez, J.A. (1990). Exemple d'étude isotopique de circulations aquifères en terrain volcanique sous climat semi-aride (Amurga, Gran Canaria, Îles Canaries). *J. Hydrol.*, 114: 61–91.

Hernández, J. (2009): Caracterización hidrogeoquímica y evolución temporal de la intrusión marina y otros procesos de salinización en el acuífero volcánico-sedimentario del Este de Gran Canaria. Trabajo de fin de carrera de Ingeniería Geológica. Universidad de Alicante: 1–149.

Hernández, J.; Boluda–Botella, N.; Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2010). Temporal evolution of marine intrusion and other salinization processes in the volcanic–sedimentary aquifer of the east of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). 21st SWIM, Ponta Delgada: 103–104.

Herrera, C.; Custodio, E. (2001a). Saline water in central Fuerteventura Island, Canary Islands, Spain. SWIM, Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 81–86.

Herrera, C.; Custodio, E. (2001b). Aguas subterráneas salinas en la parte central de la Isla de Fuerteventura, Archipiélago de Canarias, España. En: A. Medina y J. Carrera, Las Caras del Agua Subterránea, Congreso en Memoria de Germán Galarza, Barcelona. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas 1. IGME, Madrid. I: 469–476.

Herrera, C.; Custodio, E. (2002). Old marine water in Fuerteventura island deep formations. 17th SWIM, Delft. Delft University of Technology: 481–488.

Herrera, C.; Custodio, E. (2003). Hipótesis sobre el origen de la salinidad de las aguas subterráneas en las islas de Fuerteventura. Archipiélago de Canarias, España. Boletín Geológico Minero. 114(4): 433–452.

Herrera, C., Custodio, E. (2008). Conceptual hydrogeological model of volcanic Easter Island (Chile) after chemical and isotopic surveys. *Hydrogeol. J.*, 16(7): 1329–1348.

Herrera, C.; Custodio, E. 2011. Flujo de agua subterránea en la parte central de la isla de Fuerteventura, archipiélago de Canarias, España. En: M.C. Cabrera, J. Jiménez y E. Custodio, El Conocimiento de los Recursos Hídricos en Canarias: Cuatro Décadas después del Proyecto SPA–15, Las Palmas de Gran Canaria. AIH–GE: 93–107.

IGME 2004. Estudio hidrogeológico para la definición de áreas sobreexplotadas o en riesgo de sobreexplotación en la zona baja del Este de Gran Canaria. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

Izquierdo Labraca, L. (2011). Hydrogeology of La Gomera (Canary Islands): contributions to conceptual models of volcanic island aquifers. Tesis doctoral. Universidad Rey Juan Carlos. Madrid.

López–García, L.; Amigó, E.; Custodio, E. (1981). Planteamiento y ajuste de un modelo matemático de simulación de la isla de Tenerife. Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid, III. 1463–1673.

Marrero, R. (2010). Modelo hidrogeoquímico del acuífero de las Cañadas del Teide, Tenerife, Islas Canarias. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España. E, Custodio (ed.) UPC y SUEZ Advanced Solutions (AQUALOGY)–Cetaqua, Barcelona: 1–490. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%-C3%A9cada-2010>

Muñoz, J. (2005). Funcionamiento hidrogeológico del acuífero de La Aldea (Gran Canaria). Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria.

Muñoz Sanz, J.; Cabrera, M.C. (2003). La construcción de pozos filtrantes de agua de mar para desalinización en el acuífero de la aldea de San Nicolas (Gran Canaria, España). II TIAC, Alicante, I: 683–690.

Naranjo Ayala, G.; Cruz–Fuentes, T.; Cabrera Santana, M.C.; Martín Rodríguez, L.F.; Custodio, E. (2014). Avances en la estimación de la recarga natural mediante la aplicación del método del balance de cloruros atmosféricos al acuífero del norte de Gran Canaria. En: J. Gómez–Hernández y J. Rodrigo–Ilarri (eds.), II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas, Valencia. 2014. Ed. Universitat Politècnica de València: 619–640.

Naranjo, G.; Cabrera, M.C.; Cruz–Fuentes, T.; Martín, L.F.; Custodio, E. (2015). Cuantificación de la recarga natural al acuífero del norte de Gran Canaria mediante el balance diario de agua en el suelo. En: M.C. Cabrera, T. Cruz–Fuentes, V. Mendoza y M.P. Palacios (eds.), Estudio, Aprovechamiento y Gestión del Agua en Terrenos e Islas Volcánicas. Las Palmas de Gran Canaria, IGME y AIH–GE: 247–254.

Pérez, N. (2008). La firma isotópica del estroncio (^{87}Sr / ^{86}Sr): la mejor huella dactilar para la detección y cuantificación de la intrusión marina en acuíferos volcánicos insulares. El Manantial. IX: 2–5. Tenerife.

PHFV (1999). Plan hidrológico insular de Fuerteventura, BOC n° 105, de 6 de agosto de 1999. <http://www.aguas-fuerteventura.com/planHidrologico.html>

PHFV (2015). Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Fuerteventura: 1–455.

PHG (2002). DECRETO 101/2002, de 26 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico Insular de La Gomera. BOC N° 084. Lunes 5 de Mayo de 2003–723 <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/>

PHG (2015). Plan Hidrológico de La Gomera, 2° Ciclo 2015–2021. <http://www.aguasgomera.es/>

PHGC (2009). Plan territorial especial hidrológico de Gran Canaria, ciclo de planificación 2009–2015: Vol I: 1–227; Vol II: 1–106.

PHGC (2015) Plan hidrológico de Gran Canaria, 2° Ciclo de Planificación <http://www.aguasgrancanaria.com/>

PHH (2015). Estado general de la Demarcación Hidrográfica de El Hierro, Consejo Insular de Aguas de El Hierro: 1–49.

PHLP (2015) Plan hidrológico de la Isla de La Palma: 1–237.

PHLZ (2015). Plan hidrológico de la Isla de Lanzarote: 1–264.

PHTF (2010). Plan hidrológico de Tenerife. Memoria. Consejo Insular de Aguas de Tenerife. Cabildo Insular de Tenerife.

PHTF (2015). Plan hidrológico de la Isla de Tenerife: 1–288.

Poncela, R. (2006). Caracterización hidrogeológica de las captaciones de CANOPALMA en el Valle de Aridane. Informe Técnico. CANOPALMA: 1–88.

Poncela, R., Skupien, E. (2009). Estudio de evaluación hidrogeológica actual de la Fuente Santa (T.M. de Fuenca-liente). Informe Técnico. CIAP: Consejo Insular de Aguas de La Palma OB–40/08: 1–136.

Poncela Poncela, R.; Skupien Balon, E.; Martín Castro, F.J.; Rodríguez López M. (2012). Manantial mineromedicinal en zona costera desde la perspectiva de la Fuente Santa. VIII SIAGA, Cádiz, I: 491–500.

Poncela, R., Skupien, E. (2013). Estado de las masas de agua subterránea de La Palma. Informe Técnico, Consejo Insular de Aguas de La Palma: 1–131.

Skupien, E. (1998). *Aguas subterráneas en las rocas volcánicas de La Gomera*. Tesis Doctoral. Departamento de Geología de la Academia de Minería y Siderurgia "Stanislau Staszic", Facultad de Geología, Geofísica y Protección del Ambiente. Universidad AGH, Cracovia: 1-121.

Soler Licerias, C. (2006). La historia de la Fuente Santa: nullus fons non sacer. Makaronesia. Bol. Asoc. Amigos Museo de Ciencias Naturales de Tenerife: 83-99.

Soler Licerias, C. (2007). La historia de la Fuente Santa. Ed. Turquesa: 1-430. ISBN 9788495412744.

SPA-15 (1975). Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias (SPA/69/5 15). Ministerio Obras Públicas. Dirección General Obras Hidráulicas. UNESCO. Las Palmas de Gran Canaria. Madrid. 4 Vol. + mapas.

ANEJO A3.1. Los acuíferos costeros en los Planes Hidrológicos

A3.1.1 Introducción

En el Reglamento de Planificación Hidrológica (Decreto 907/2007, de 6 de julio) se establece que: La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y de las aguas que son objeto del Texto Refundido de la Ley de Aguas, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales.

En enero de 2016 ha culminado el segundo ciclo de planificación hidrológica en todas las cuencas competencia del Estado con la aprobación mediante Real Decreto de los 12 planes hidrológicos de competencia estatal que afectan a las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tago, Guadiana, Guadalquivir, Segura, Júcar, Ebro, Ceuta y Melilla, y otros cuatro planes hidrológicos intracomunitarios: Galicia Costa, Tinto-Odiel-Piedras, Guadalete-Barbate y Cuencas Mediterráneas Andaluzas, a los que se suma el Plan Hidrológico de las Islas Baleares aprobado en julio de 2015. Con la aprobación de los planes de competencia autonómica de Cataluña y de Canarias se culminó el segundo ciclo de planificación en las cuencas en las que la competencia recae en las Comunidades Autónomas.

Durante 2014-2015 se han preparado los Planes Hidrológicos de la segunda fase 2016-2021.

En estos planes hidrológicos se busca con preferencia la actualización del inventario de zonas protegidas, el refuerzo de los programas de seguimiento de las masas de agua, una incorporación de un estudio sobre la recuperación del coste de los servicios del agua más amplio y la reorganización de los programas de medidas. Se consideran unas inversiones hasta 2021 de más de 17.500 M€ para la ejecución de las actuaciones previstas en los programas de medidas de cada Plan. El 65% de esta inversión corresponde a medidas destinadas a cumplir los objetivos ambientales y objetivos de protección frente a inundaciones establecidos en la normativa europea, mientras que el 35% restante corresponde a las medidas para satisfacer las demandas y otros usos sectoriales relacionados con el agua.

Se incrementan los caudales ecológicos, se priorizan las necesidades de los ríos, se mejora la calidad de las aguas mediante actuaciones de depuración y saneamiento y se potencia la creación de reservas fluviales. En la normativa general no hay alusión específica a las aguas subterráneas ni a los acuíferos costeros.

Lo que se resume y condensa en este Anejo está limitado a lo que se encuentra en los documentos de los Planes Hidrológicos aprobados o del ciclo de planificación anterior y también de los que le antecedieron. La información no es acumulativa. De parte de los acuíferos costeros se dispone de mayor información y más elaborada, pero esto no se refleja aquí sino en los Capítulos correspondientes, en especial en el Capítulo 3 en el que se encaja este anejo.

A3.1.2 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de Cataluña

La planificación hidrológica de Cataluña corresponde a la Agència Catalana de l'Aigua (ACA), plenamente en la Cuencas Internas de Cataluña (anteriormente Cuencas del Pirineo Oriental y actualmente también Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya) y como recurso en la otra mitad occidental de Cataluña, donde, por tratarse de cuencas intercomunitarias, las competencias de planificación corresponden a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y en una pequeña parte a la Confederación Hidrográfica del Júcar (Xúquer, CHJ). La parte costera corresponde a las competencias de aguas de la ACA salvo la parte en el entorno del Delta de l'Ebre (CHE) y la porción final de la cuenca del río de la Sènia (CHJ).

La planificación del agua en Catalunya que realiza la ACA se basa en buena manera en el documento IMPRESS, publicado en 2005 y revisado en 2013, en

el que se analizan las diferentes masas de agua (MA) y en concreto las masas de agua subterránea (MASb). IMPRESS hace referencia al impacto de las presiones sobre las masas de agua. En su capítulo 2, apartado 2.4.2 (p 217) define actualmente 59 masas de agua subterránea (MASb), de las que 38 corresponden a las cuencas internas (Fig. A3.1.2.1). Las modificaciones respecto al primer documento son:

- La MASb 39, Delta del Llobregat, pasa a integrarse con la Vall Baixa y ahora se denomina Vall Baixa i Delta del Llobregat
- La MASb 29 Cardó-Vandellós se ha dividido y la parte correspondiente a las CIC (Conques Internes de Catalunya) es la masa 55 L'Ametlla de Mar-El Perelló.
- Se suprimen del ámbito CIC las MASb 30 y 31 y se incorpora una MASb nueva: la 59, Plana d'Alcanar.

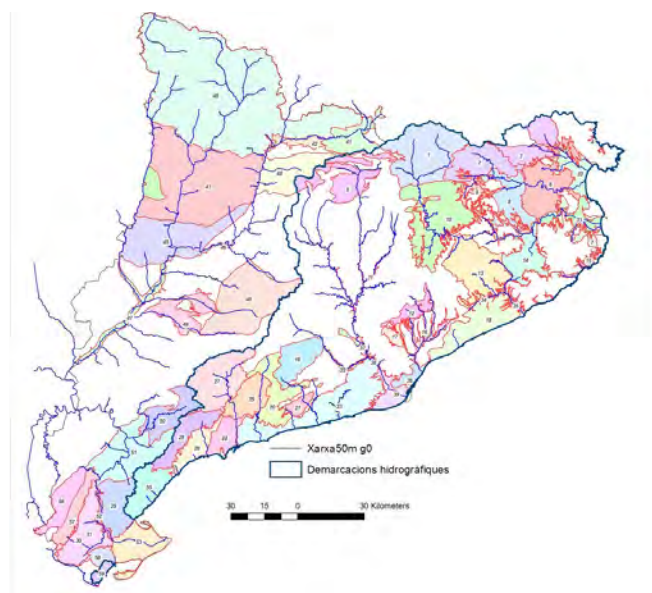


Fig. A3.1.2.1 Masas de agua subterránea de Cataluña. Documento IMPRESS (20013)

Para la consideración de las MASb se consideran las siguientes tipologías:

- Aluviales
- Formaciones detríticas de origen no aluvial
- Formaciones carbonatadas
- Granitos y materiales paleozoicos
- Agrupaciones de acuíferos locales en medios de baja permeabilidad
- Materiales volcánicos y fluvio-volcánicos

En el documento IMPRESS se hace alusión a los acuíferos costeros en cuanto a la posible intrusión marina al tratar de las fuentes puntuales de contaminación

y en concreto de los efectos de la extracción de agua subterránea (p 59). Este concepto se recoge en el subcapítulo 4 (4c), apartado 4.4.7, bajo el epígrafe intrusión marina y donde se aporta un mapa (Fig. A.1.2.2) y una tabla (Tabla A3.1.2.1). Se trata de menciones, sin considerar los mecanismos de contaminación salina.

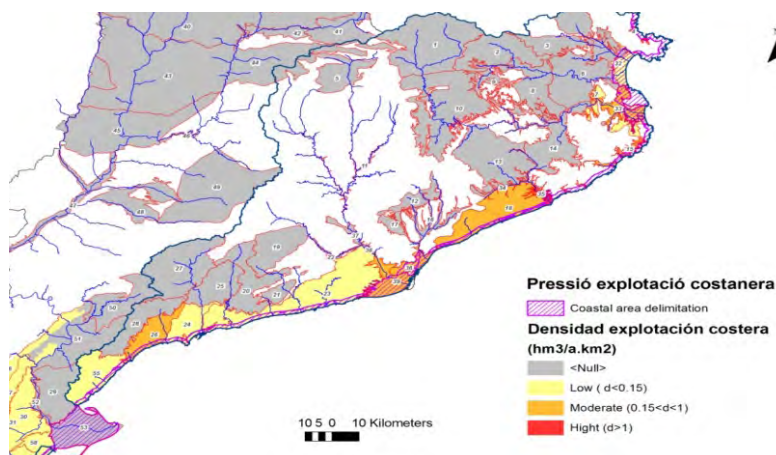
La presión en los acuíferos costeros se ha calculado en base a la extracción de aguas subterráneas, dentro de una franja considerada potencialmente afectable por riesgo de intrusión marina. Se reproduce a continuación como se ha estimado la presión de la extracción costera, según figura en el documento IMPRESS (traducido del original en catalán).

PRESION EXTRACCION COSTERA

Método de cálculo: Se ha hecho un cálculo de las extracciones subterráneas a nivel de acuíferos costeros y en una franja que se ha considerado potencialmente afectable por riesgo de intrusión marina. Este ámbito costero se ha definido a partir de un "buffer" genérico de 1,5 km de la línea de costa, excepto en casos de ámbitos deltaicos/fluviodeltaicos donde se ha ampliado hasta 7,5 km. Los datos de las extracciones se han valorado diferenciando las de usos para abastecimiento (a partir de datos del PABCAT y volúmenes actualizados con datos tributarios del año 2012), industriales (a partir de datos tributarios, año 2012), agrícolas y ganaderas (a partir de datos de demanda del año 2007). A partir de la relación entre Extracciones / Superficie ha calculado la Densidad de explotación costera ($\text{hm}^3 / \text{km}^2/\text{a}$) (ρ_{ex}):

$\rho_{\text{ex}} > 1 \rightarrow E_{\text{COS}} = 3$; $0,15 > \rho_{\text{ex}} > 1 \rightarrow E_{\text{COS}} = 2$; $\rho_{\text{ex}} > 0,15 \rightarrow E_{\text{COS}} = 1$. Para valorar la presión a nivel de Masa de Agua Subterránea, se ha adoptado el peor de los índices en cada acuífero.

Resultados e interpretación: Se ha estimado que en el ámbito costero hay una extracción de agua subterránea del orden de $90 \text{ hm}^3/\text{a}$. Por usos, el abastecimiento (45%) y la agricultura (38%) son los más importantes, por delante de los industriales (15%).



Destaca por encima de todas, la masa de agua subterránea del Delta del Tordera, donde con una extracción de agua subterránea de más de $20 \text{ hm}^3/\text{a}$ tiene una densidad superior a $1 \text{ hm}^3 / \text{km}^2/\text{a}$.

Unos volúmenes de extracción similares tienen el delta del Llobregat (en torno a los $20 \text{ hm}^3/\text{a}$) y los fluviodeltaicos del Fluvià–Muga ($8,5 \text{ hm}^3/\text{a}$ y Ter ($14 \text{ hm}^3/\text{a}$), pero con una superficie mucho mayor. Estos casos, junto con el Camp de Tarragona, el Maresme, y algún acuífero del Bajo Costa Brava también dan una densidad de explotación moderada.

Conclusiones: Las extracciones de agua subterráneas en ámbitos costeros representan una de las principales presiones que afectan tanto a la cantidad del recurso, como especialmente por posibles intrusiones salinas. En porcentaje respecto al número total de masas de agua en ámbitos costeros, los valores elevados y moderados de esta presión suman casi el 50%, pero hay que tener presente que estos casos son acuíferos que representan más del 80% del total de las extracciones en estas zonas litorales.

IMPACTO (ver documento IMPRESS):

En el caso de problemática por intrusión salina el impacto que se considera es el parámetro de los cloruros. Su análisis se realiza a nivel de MASb a partir del análisis por polígonos de Thiessen comparando los resultados de las analíticas con el valor umbral del parámetro cloruros calculado por cada MASb.

PROBLEMÁTICA (ver documento IMPRESS):

El cruce de los resultados de la problemática con el impacto observado da lugar a analizar la problemática asociada. En el caso de la intrusión en ámbitos costeros, la problemática asociada es la "Sobreexplotación en aguas costeras". Para cada masa de agua se ha identificado, según los impactos medidos y las presiones calculadas, el grado o certeza de cada una de las problemáticas establecidas, que puede ser "comprobada o muy probable", "probable" o "en riesgo".

Código	C	P	R
Grado de certeza de la problemática	Comprobada o muy probable	Probable	En riesgo (no se detecta impacto)
Interpretación	Tanto el análisis de los impactos como el cálculo de las presiones determinan que existe una problemática concreta sobre la masa de agua y, en consecuencia, la existencia de la problemática se considera comprobada o muy probable. Los elementos de calidad detectados en el impacto tienen una relación coherente con las presiones identificadas que afectan la masa de agua	Los impactos existentes en una masa de agua hacen deducir la existencia de una determinada problemática, pero no hay una correspondencia directa o conocida con las presiones identificadas, por lo que se ha clasificado como probable. Por lo tanto, se clasifica como probable porque, aunque detectado el impacto, no se identifica claramente con una determinada presión de origen antrópico. No existe una clara relación causa-efecto (presión-impacto) que permita atribuir una determinada problemática de manera comprobada.	Problemáticas en las que a pesar de no detectarse ningún impacto vinculado, se detectan presiones que podrían dar lugar a un determinado impacto. Las presiones se han establecido a través del cálculo de la actividad humana, aunque no se detecta el impacto a través de los elementos de calidad analizados. Es posible que el medio receptor de la actividad humana disfrute de eficientes medidas de mitigación o corrección, o que el impacto no haya sido medido adecuadamente. Por esta razón se clasifica a estas masas de agua con "riesgo" de una determinada problemática.

NOM: EXTRACCIÓ D'AIGUA COSTANERA (E_COS)

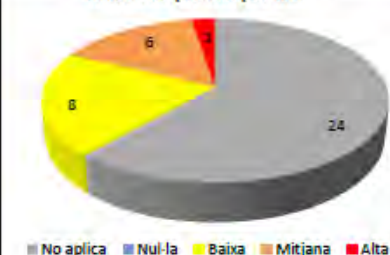
Mètode de càlcul: S'ha fet un càlcul de les extraccions subterrànies a nivell d'aquífers costaners i dins una franja que s'ha considerat potencialment afectable per risc d'intrusió marina. Aquest àmbit costaner s'ha definit a partir d'un "buffer" genèric de 1.5 km de la línia de costa, excepte en casos d'àmbits deltaics/fluviodeltaics on s'ha ampliat fins a 7.5 km. Les dades de les extraccions s'han valorat diferenciant les d'usos per abastament (a partir de dades del PABCAT i volums actualitzats amb dades tributàries de l'any 2012), industrials (a partir de dades tributàries, any 2012), agrícoles i ramaderes (a partir de dades de demanda de l'any 2007). A partir de la relació entre Extraccions/Superfície s'ha calculat la Densitat d'explotació costanera ($\text{hm}^3/\text{a}/\text{km}^2$) (p_{ex}):
 $p_{ex} > 1 \rightarrow E_COS = 3$; $0.15 > p_{ex} > 1 \rightarrow E_COS = 2$; $p_{ex} > 0.15 \rightarrow E_COS = 1$. Per valorar la pressió a nivell de Massa d'Aigua Subterrània, s'ha adoptat el pitjor dels índexs en cada aquífer.



Resultats i interpretació: S'ha estimat que en l'àmbit costaner hi ha una extracció d'aigua subterrània de l'ordre de $90 \text{ hm}^3/\text{a}$. Per usos, l'abastament (45 %) i l'agricultura (38 %) són els més importants per davant dels industrials (15%).

Destaca per damunt de tots, la Massa d'aigua subterrània del Delta de la Tordera, on amb una extracció d'aigua subterrània de més de $20 \text{ hm}^3/\text{a}$ té una densitat superior a $1 \text{ hm}^3/\text{a}/\text{km}^2$.

Uns volums d'extracció similars tenen el delta del Llobregat (entorn dels $20 \text{ hm}^3/\text{a}$) i els fluviodeltaics del Fluvià- Muga ($8.5 \text{ hm}^3/\text{a}$) i Ter ($14 \text{ hm}^3/\text{a}$), però amb una superfície molt més gran. Aquests casos, junt amb el Camp de Tarragona, el Maresme, i algun aquífer de la Baixa Costa Brava també donen una densitat d'explotació moderada.

Nivells de pressió per MA


	No aplica	Nul·la	Baixa	Mitjana	Alta
MA	24	0	8	6	1
%	62	0	21	15	3

Conclusions: Les extraccions d'aigua subterrànies en àmbits costaners representen una de les principals pressions que afecten tant a la quantitat del recurs, com especialment per possibles intrusions salines.

En percentatge respecte al número total de masses d'aigua en àmbits costaners, els valors elevats i moderats d'aquesta pressió sumen gairebé el 50 %, però cal tenir present que aquests casos són aquífers que representen més del 80 % del total de les extraccions en aquestes zones litorals.

Fig. A3.1.2.2 Masas de agua subterránea de Cataluña afectadas por intrusión marina. Documento IMPRESS (2013). Los textos en catalán se corresponden con el texto en castellano anterior. SUBT_FitxaPressions_Subterrànies_Extracció_aigua_costanera.pdf

Tabla A3.1.2.1 Masas de agua en que se ha detectado intrusión marina. Documento IMPRESS (2005), p 551 y tabla actualizada

	NOM MASSA D'AIGUA AMB IMPACTE REAL D'INTRUSIÓ SALINA	MAGNITUD DE LA PRESSIÓ (IS)
Conques internes de Catalunya	4 Al·luvials de l'Albera-Cap de Creus	Alta
	7 Paleògens del Baix Ter	Alta
	15 Al·luvials de la Baixa Costa-Brava	Alta
	18 Maresme	Alta
	23 Garraf	Alta
	24 Baix Francolí	Alta
	26 Baix Camp	Alta
	29 Cardó-Vandellòs	Alta
	30 Plana de la Galera-Montsià	Alta
	32 Fluviodeltaic del Fluvià-Muga	Alta
	33 Fluviodeltaic del Ter	Alta
	35 Al·luvials de la baixa Tordera i delta	Alta
	36 Baix Besòs i Pla de Barcelona	Alta
	39 Delta del Llobregat	Alta

Análisis de las presiones de la explotación costera de aguas subterránea, modificado del Documento IMPRESS de 2013

Presiones: A = alta; M = media; B = baja

Acuífero: a = aluvial; d = detrítico; s = superficial (somero); c = en calizas; Q = Cuaternario; PQ = Pliocuatnario, MQ = Miocuatnario

MASb	Nombre	Prsión	Acuífero	Superficie polígono costero km ²	Polígono costero hm ³ /a	Densidad explotación hm ³ /a
4	Aluviales l'Albera y Cap de Creus	M	a Riera de Llançà	1,7	0,39	0,23
			a Riera Port de la Selva	1,2	0,45	0,37
			a Riera Colera i Garbet	0,8	0,10	0,12
			a Riera Cadaqués	0,2	0,02	0,14
7	Paleogenos del Baix Ter	B	Acuíferos locales en medios de baja permeabilidad: areniscas y margas, Baix Empordà	14,3	0,27	0,02
15	Aluviales de la Baixa Costa Brava	M	a s Riera Calonge	3,0	1,41	0,47
			a s Riera Tossa	0,8	0,46	0,60
			a s Riera Aubí	5,0	0,67	0,13
			a s Riera Ridaura	3,6	0,28	0,08
			a s Riera Lloret	1,3	0,01	0,00
18	Maresme	M	d Q entre Tiana y Caldes d'Estrac	26,8	6,87	0,26
			d Q ente Caldes d'Estrac y Calella	3,7	0,56	0,15
			d Q entre Calella y Malgrat de Mar	9,2	1,66	0,18

MASb	Nombre	Prsión	Acuífero	Superficie polígono costero km ²	Polígono costero hm ³ /a	Densidad explotación hm ³ /a
23	Garraf	B	c jurásico-cretácicas Garraf d MQ Garraf	23,3 31,7	0,33 0,53	0,01 0,02
24	Baix Francolí	B	d PQ Baix Francolí-Torrembarra a Francolí (Tarragona)	54,0 2,3	2,27 0,13	0,04 0,05
26	Baixa Camp	M	d PQ Camp de Tarragona-Baix Camp	36,0	6,24	0,17
55	L'Atmella de mar-El Perelló	B	c mesozoicas Cardó-Vandellòs d PQ l'Atmella de Mar d PQ l'Aldea-Ampolla	10,7 23,8 8,3	0,21 0,67 0,02	0,02 0,03 0,00
30	Plana de la Galera-Montsià	B	d PQ Montsià	20,1	2,40	0,12
31	Mesozoico Els Ports i Montsià	B	c Montsià	1,8	0,25	0,14
32	Fluviodeltaico Fluvià-Muga	B	s plana a Fluvià y La Muga	83,8	8,41	0,10
33	Fluviodeltaico Baix Ter	M	s plana a Baix Ter y Daró	75,4	13,95	0,19
35	Aluviales Baixa Tordera y delta	A	fluviodeltaico s Baixa Tordera	13,3	22,00	1,66
36	Baix Besòs y Pla de Barcelona	B	d Q Pla de Barcelona s delta Besós	33,2 28,0	0,16 0,91	0,00 0,03
39	Vall Baixa y Delta del Llobregat	M	d delta Llobregat	112,4	20,10	0,18
53	Delta de l'Ebre	B	Fluviodeltaico delta l'Ebre	330,1	0,37	0,00

El plan de gestión del Distrito de cuenca fluvial de Catalunya fue preparado por la ACA en 2014. En su tabla VII-2 del Anexo VII se tabulan los recursos naturales de agua subterránea por MASb. Los resultados de interés referentes a los acuíferos costeros se encuentran en su Anexo III: Caracterización de las masas de agua subterránea, pp 1-874.

De cada una de las 39 MASb de las Cuencas Internas de Cataluña se tiene una ficha de caracterización adicional, con los datos sintéticos disponibles y cartografía específica simplificada. La ficha consiste en los siguientes apartados que se desarrollan en su Apéndice C: Listado de masas de agua subterráneas y tipología:

1. Identificación: localización, ámbito administrativo, municipios parcialmente incluidos, municipios totalmente incluidos, población asentada, marco geográfico y topografía.

2. Características geológicas: ámbito geoestructural, columna tipo de base a techo y cortes geológicos de la zona de estudio.

3. Características hidrogeológicas: límites hidrogeológicos de la masa de agua, naturaleza del acuífero o acuíferos contenidos en la masa, espesor del acuífero o acuíferos, porosidad y permeabilidad y coeficiente de almacenamiento.

4. Zona no saturada: litología y espesores y vulnerabilidad a la contaminación.

5. Piezometría y variación del almacenamiento: red de seguimiento, características piezométricas, análisis de tendencias y estimación de la variación del almacenamiento.

6. Sistemas de superficie asociados y ecosistemas dependientes.

7. Recarga natural.

8. Recarga artificial.

9. Explotación de las aguas subterráneas: extracciones por bombeo para abastecimiento, industrial y recreativo, excluyendo las agrícolas, y derechos de uso inscritos en el Catálogo de aguas y en las Secciones A y C del Registro de aguas.
10. Calidad química histórica: composición química histórica en el periodo 1996–2006.
11. Calidad química actual (2006): red de seguimiento, composición química, mapas de calidad química actual (nitratos, sulfatos, conductividad, cloruros, bicarbonato, percloroetileno y tricloroetileno, hierro, manganeso), mapa de distribución de diagramas modificados de Stiff, diagramas de caja relativos al histórico de los parámetros más significativos (sulfatos, bicarbonatos, nitratos, conductividad eléctrica, cloruros, bicarbonato, hierro, manganeso, plaguicidas, tricloroetileno, tetracloroetileno).
12. Usos del suelo: actividad, mapa de usos del suelo.
13. Fuentes significativas de contaminación: fuentes puntuales, mapa de situación de actividades potencialmente contaminantes, fuentes difusas, mapa de situación de actividades potencialmente contaminantes.
14. Otras presiones.
15. Normativas de protección.

En los balances de agua del Anexo XII del Plan Hidrológico se consideran las entradas totales medias, incluidos los retornos de riego, y cuando corresponde considera las transferencias a o desde otras unidades y se especifica un pequeño caudal ambiental cuando hay humedales importantes asociados y las salidas totales medias, pero no explícitamente las descargas al mar necesarias para mantener en un cierto estado la intrusión marina. Las salidas al mar calculadas se incluyen en la Tabla A3.1.2.2.

Tabla A3.1.2.2 Términos del balance de agua en las MASb costeras catalanas. Valores medios en hm³/año. Etot = entradas totales; Tr = transferencia a o desde otras MASb, DA = descarga ambiental, SM = salida al mar calculada

Entre paréntesis las denominaciones antes de la modificación de 2013

MASb	Designación	Etot	Tr	DA	SM
32	Fluv. Fluvià-Muga	35,0	0,0	1	12,0
33	Fluv. Baix Ter	37,0	0,0	1	10,0
07	Paleog. Baix Ter	6,7	0,0		1,0
15	Al. Baixa C. Brava	9,4	0,0		3,0
35	Al. Baixa Tordera	36,6	0,0		6,0
18	Maresme	44,8	0,0		11,8
36	B.Besós-Barcelona	40,2	10,7		14,2
39	Vall Baixa-Delta del Llobregat	42,7	0,0	1	12,0
23	Garraf	56,7	2,1		24,6
24	Baix Francolí	42,6	3,3		13,3
26	Baix Camp	40	10		10
55 (29)	L'Atmella-Perelló (Cardó-Vandellós)	40 (108)	4 (35)	2	30
59 (30)	Plana d'Alcanar (plana La Galera)	8,6 (112)	(51)		2
52	Aluvial Baix Ebre				
53	Delta de l'Ebre				

En lo que sigue se extrae la información de interés de las MASb costeras o que alcanzan la costa, ordenadas de norte a sur, con los comentarios referidos a la franja

costera. La numeración y designación corresponde a la establecida en documento del Plan Hidrológico.

A– Acuíferos costeros de las Cuencas Internas de Cataluña

32. Fluviodeltáico del Fluvià–Muga

184 km² y 184 km² aflorantes

4011A11.– Acuífero superficial de la llanura aluvial del Fluvià y La Muga

4011A12.– Acuífero profundo de la llanura aluvial del Fluvià y La Muga

Formaciones aluviales. Acuíferos libres y confinados asociados con predominio de acuíferos libres. Acuíferos porosos, litorales, con riesgo de intrusión marina. 15–20 m de espesor de acuífero. Sedimentos de más de 100 m de potencia (Fig. A3.1.2.3).

2 piezómetros en el área costera del Fluvià y 8 algo más alejados en La Muga. La depresión persistente del área Roses–Cadaqués casi se ha recuperado tras el cese de las extracciones de abastecimiento en 1987. Niveles en el entorno de 0 m en la costa del Fluvià y de 2 m en la Muga (algo al interior), pero con descensos estivales periódicos por debajo del nivel del mar, que fueron muy intensos en 1993–1995. La Fig. A3.1.2.4 muestra que una parte del área puede estar ligeramente bajo el nivel del mar.

Cl: 15 a 2500 mg/L, tendiendo a empeorar. Escasa información costera, pero con datos que indican un aumento de la fluctuación y más frecuencia de picos de salinidad.

Uso industrial

Red de observación en la costa en el Fluvià (4) y en la Muga (4).

Contiene el Parque natural de los Aiguamolls de l'Alt Empordà (PEIN, Zepa, Ramsar).

El PH da normas de explotación. Para la gestión del área de La Muga existe un modelo Aquatool y considera los pozos de abastecimiento de Castelló d'Empúries.



Fig. A3.1.2.3 Corte geológico longitudinal según el Fluvià. Altitudes en m

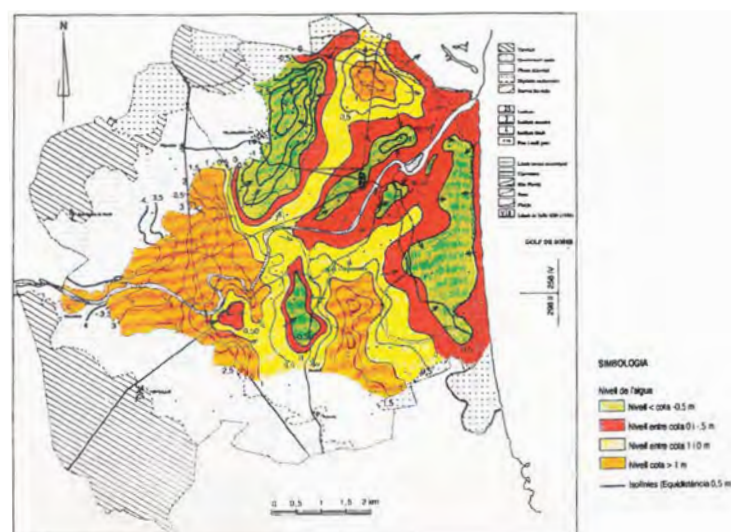


Fig. A3.1.2.4 Piezometría del Fluvià–Muga por franjas de valores, entre < -0,5 y > 1 m

33. Fluviodeltáico del Ter

165 km² y 165 km² aflorantes

[2016A10.– Acuífero de la cubeta aluvial de Celrà]

4021A11.– Acuífero superficial de la llanura aluvial del Baix Ter i del Daró

4011A12.– Acuífero profundo de la llanura aluvial del Baix Ter

Formaciones aluviales. Acuíferos libres y confinados asociados con predominio de acuíferos libres (Fig. A3.1.2.5). Acuíferos porosos litorales, con riesgo de intrusión marina frontal y por conos salinos ascensionales.

La rama norte hacia l'Escala (antiguo valle del Ter) tiene un frente costero reducido, pero allí se produce un cono de descensos que ha ido creciendo y con aumento de la salinidad. El lado sur tiene un mayor frente costero. Se ha ido desarrollando otro cono de depresión con salinización en Gualta (Daró–Baix Ter), frente a Torroella de Montgrí. Hay áreas con niveles piezométricos permanentemente por debajo del nivel

del mar en el Baix Ter y otros que han evolucionado, descendiendo hasta mantenerse bajo el nivel del mar. Se dispone de piezómetros costeros en l'Escala (1) y en el Baix Ter (2). La Fig. A3.1.2.6 muestra la evolución de niveles en varios piezómetros.

Cl: 15 a 7000 mg/L. Se mantienen las concentraciones de base a niveles bajos, pero con aumento de las puntas salinas. Escasa información sobre la salinidad costera

Uso recreativo e industrial

Red de observación en la costa con puntos en l'Escala (4) y el Baix Ter (4).

Contiene el Parque natural de los Aiguamolls de l'Alt y del Baix Empordà (PEIN, Zepa, Ramsar) y los lagos de Bellcaire y de Boada.

El PH da normas para la explotación del Baix Ter.

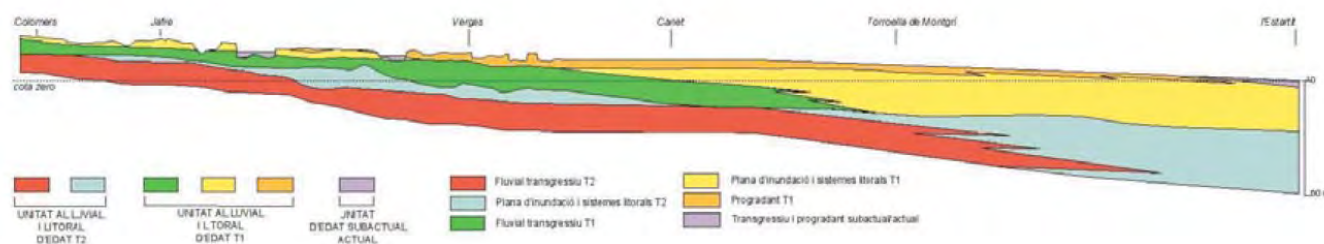


Fig. A3.1.2.5 Corte geológico longitudinal del Baix Ter Fig. A3.1.2.5 Corte geológico longitudinal del Baix Ter

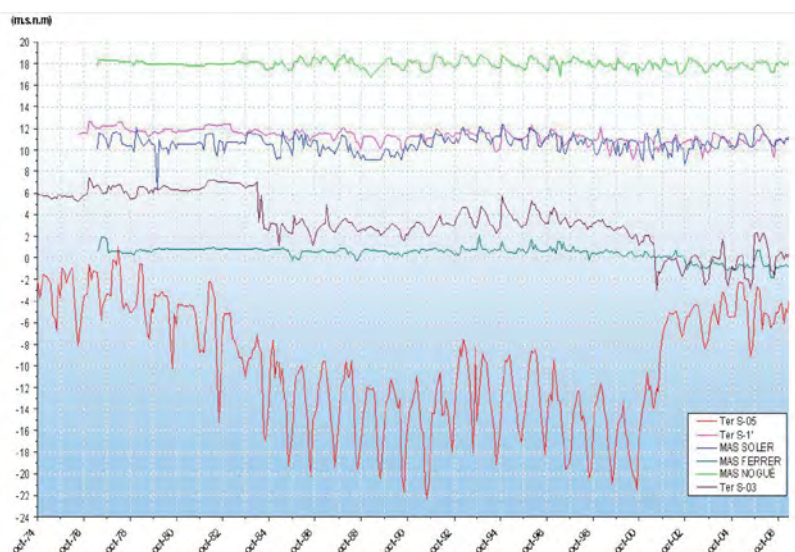


Fig. A3.1.2.6 Evoluciones piezométricas en el Baix Ter

07. Paleógenos del Baix Ter

116 km² y 49 km² aflorantes

2012B30.– acuífero de las calizas del bartoniense inferior

2012C20.– acuífero de las calizas paleógenas de Torrent

2012E20.– acuífero detrítico del bartoniense superior
Formaciones detríticas de origen aluvial y carbonatadas. Acuíferos libres y confinados asociados con

predominio de los confinados. Estructura multicapa, kársticos y fracturados.

Cl: no delata intrusión marina

No son propiamente acuíferos costeros; sólo una pequeña longitud está en la costa. No se consideran.

Uso costero recreativo e industrial

15. Aluviales de la Baixa Costa Brava

41 km² y 39 km² aflorantes

3033A11/12.– Acuífero aluvial superficial/profundo de la Riera de Aubí

3033A13/14.– Acuífero aluvial superficial/profundo de la Riera de Calonge

3033A15/16.– Acuífero aluvial superficial/profundo de la Riera de Ridaura

3033A17/18.– Acuífero aluvial superficial/profundo de la Riera de Tossa

3033A19/20.– Acuífero aluvial superficial/profundo de la Riera de Lloret

Formaciones aluviales. Acuíferos libres y confinados asociados, con predominio de los acuíferos libres. Se agrupan acuíferos porosos desvinculados entre sí, litorales, con riesgo de intrusión marina por depresiones locales en Calonge, Castell d'Aro y Palamós. Máximo espesor costero de 30 en la costa bajo el cauce del Ridaura.

Niveles piezométricos por encima del nivel del mar excepto al final de algunos veranos en la costa del Ridaura y más persistentemente en la costa de la Riera de Aubí, con notables variaciones piezométricas

Cl: sin efectos claros de intrusión marina salvo alguna punta estival, de hasta 2 g/L en 2002.

Uso para abastecimiento y en parte industrial

Red de observación próxima a la costa en Riera de Ridaura (4) y en las rieras de Aubí (4) y la colindante de Monells (4). Hubo una red costera del SGOP/CAPO.

El PH da normas de explotación para el aluvial del Ridaura.

35. Aluviales de la Baixa Tordera y Delta

26 km² y 26 km² aflorantes

4031A13.– Acuífero fluviodeltaico superficial de la Baixa Tordera

4031A14.– Acuífero fluviodeltaico profundo de la Baixa Tordera

Formaciones aluviales. Acuíferos libres y confinados asociados con predominio de acuíferos libres. Acuíferos porosos, multicapa, litorales. Riesgo de intrusión marina frontal y por conos ascensionales. Espesor de la formación hasta 60 m.

La Fig. A3.1.2.7 muestra la evolución de los niveles piezométricos en el Delta de La Tordera y en un piezómetro de la Baixa Tordera.

El frente costero deltaico es pequeño pero controla la salinidad. Red de control de niveles piezométricos en el

delta propiamente dicho (12). Descenso generalizado de niveles desde la década de 1970 hasta quedar por debajo del nivel del mar y en buena parte se mantienen a pesar de la substitución de parte de los bombeos en 2003 por agua de la desalinizadora de agua del mar.

Cl: 10 a 8000 mg/L, sin gran mejora en partes del área tras el suministro de agua desalinizada. Nivel de salinidad de base estable pero con picos muy frecuentes y crecientes, hasta 20 g/L, que es la salinidad marina.

Buena red de muestreo en el delta pero escasa información costera.

Uso de abastecimiento e industrial

El PH da normas de explotación, con el apoyo de un modelo de gestión SIMGES del Aquatool.



Fig. A3.1.2.7 Evolución de los niveles piezométricos en el Delta de La Tordera

18. Maresme

444 km² y 444 km² aflorantes

[3051H01.– Acuíferos locales en medios de baja permeabilidad: granitos del Maresme]

3052A11.– Acuífero detrítico cuaternario entre Tiana y Caldes d'Estrac

3052A12.– Acuífero detrítico cuaternario entre Caldes d'Estrac y Calella

3052A13.– Acuífero detrítico cuaternario entre Calella y Malgrat de Mar

Formaciones aluviales, granitos y materiales paleozoicos. Acuíferos libres. Se agrupan acuíferos porosos y fracturados litorales, desvinculados entre sí. Tienen riesgo de intrusión marina. La Fig. A3.1.2.8 muestra un corte hidrogeológico simplificado e idealizado pasando por Vilassar de Mar.

Conos de bombeo mantenidos en Vilassar de Mar, Masnou y la parte baja de la Riera de Argentona, e inci-

piantes en Sant Pol, Arenys, Calella y Santa Susanna. Niveles que pueden mantenerse bajo el nivel del mar y notables descensos estivales.

Espesor de sedimentos que pueden alcanzar más de 100 m al final de la riera de Argentona, pero con zócalo ya por encima del nivel del mar a 1 km tierra adentro.

Cl: 30 a 2000 mg/L, más o menos estable. Dominio de aguas altamente mineralizadas.

Uso para abastecimiento e industrial y en parte recreativo

Red de observación limitada a Tiana–Masnou, Premià–Vilassar, Mataró–Argentona, con unos 12–15 puntos próximos a la costa. Piezometrías de detalle antiguas (REPO, 1985). La Fig. A3.1.2.9 muestra la evolución piezométrica a lo largo del Maresme

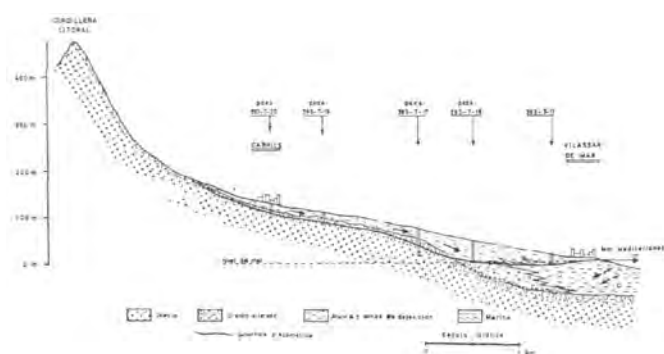


Fig. A3.1.2.8 Corte hidrogeológico simplificado e idealizado por Vilassar de Mar

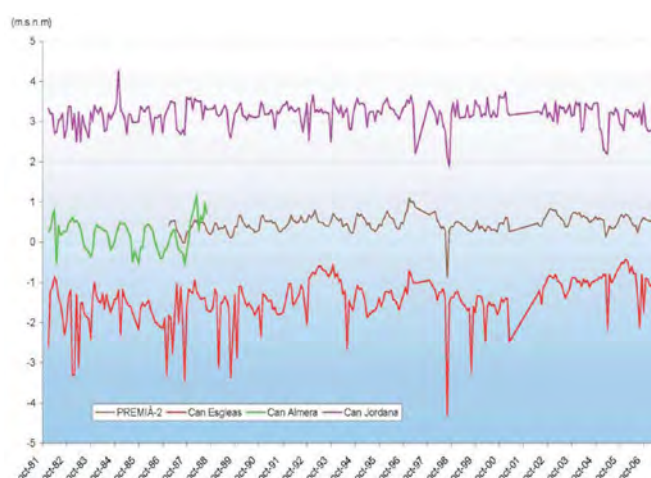


Fig. A3.1.2.9 Evolución piezométrica a lo largo del Maresme

36. Baix Besós y Llano de Barcelona

79 km² y 79 km² aflorantes

3051A11.— Acuífero detrítico cuaternario del Pla de Barcelona (hasta Cornellà)

4041A11.— Acuífero aluvial del Besós

Formaciones detríticas aluviales y de origen no aluvial. Acuíferos libres. Acuíferos porosos, litorales. En la parte costera del Pla de Barcelona hasta 80 m de Cuaternario (gravas y arenas con un importante recubrimiento de limos loésicos) yacen sobre arcillas y margas del Terciario, con algunas formaciones de areniscas. El Delta del Besós tiene la clásica estructura biacuífera, con un acuífero profundo de gran transmisividad. Riesgo de intrusión marina frontal y por conos salinos ascensionales.

No hay piezómetros costeros operativos. Evolución piezométrica bien conocida con fuertes descensos en la década de 1960, recuperación en la de 1980 y pequeña reactivación de extracciones desde el año 2000. La Fig. A3.1.2.10 muestra la evolución de los niveles piezométricos en pozos del delta del Besós.

Cl: sin datos actuales.

Uso de abastecimiento e industrial

Red de observación en la costa no operativa

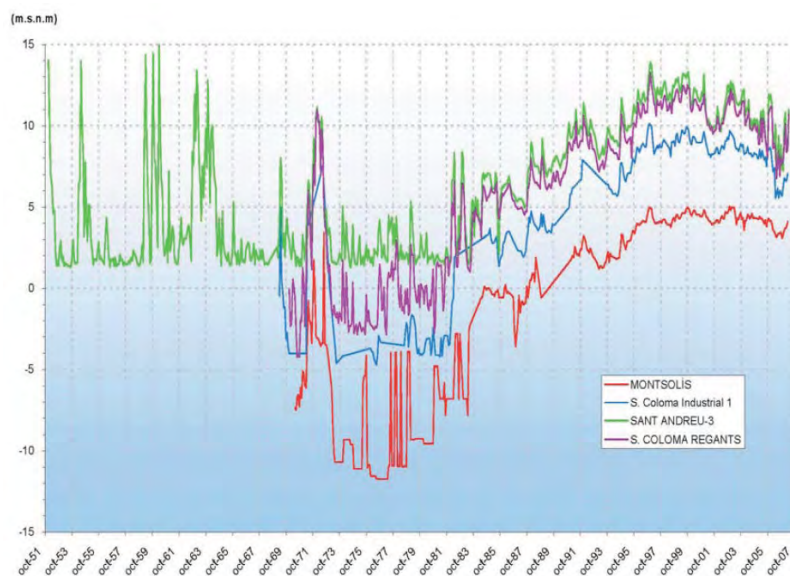


Fig. A3.1.2.10 Evolución de los niveles piezométricos en pozos del delta del Besós

39. Delta del Llobregat

115 km² y 115 km² aflorantes

4051A14.— Acuífero profundo del Delta del Llobregat

4041A15.— Acuífero superficial del Delta del Llobregat

Formaciones aluviales. Acuíferos libres y confinados con predominio de confinamiento. Acuíferos porosos,

litorales, con intrusión marina frontal. La Fig. A3.1.2.11 muestra el corte geológico longitudinal del delta del Llobregat con inclusión de la parte submarina, la Fig. A3.1.2.12 los cortes geológicos transversales y la Fig. A3.1.2.13 esquematiza el corte hidrogeológico longitudinal general.

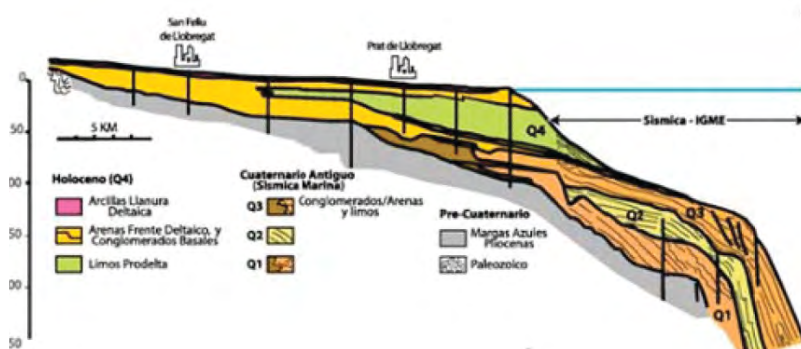


Fig. A3.1.2.11 Corte geológico longitudinal del delta del Llobregat con inclusión de la parte submarina

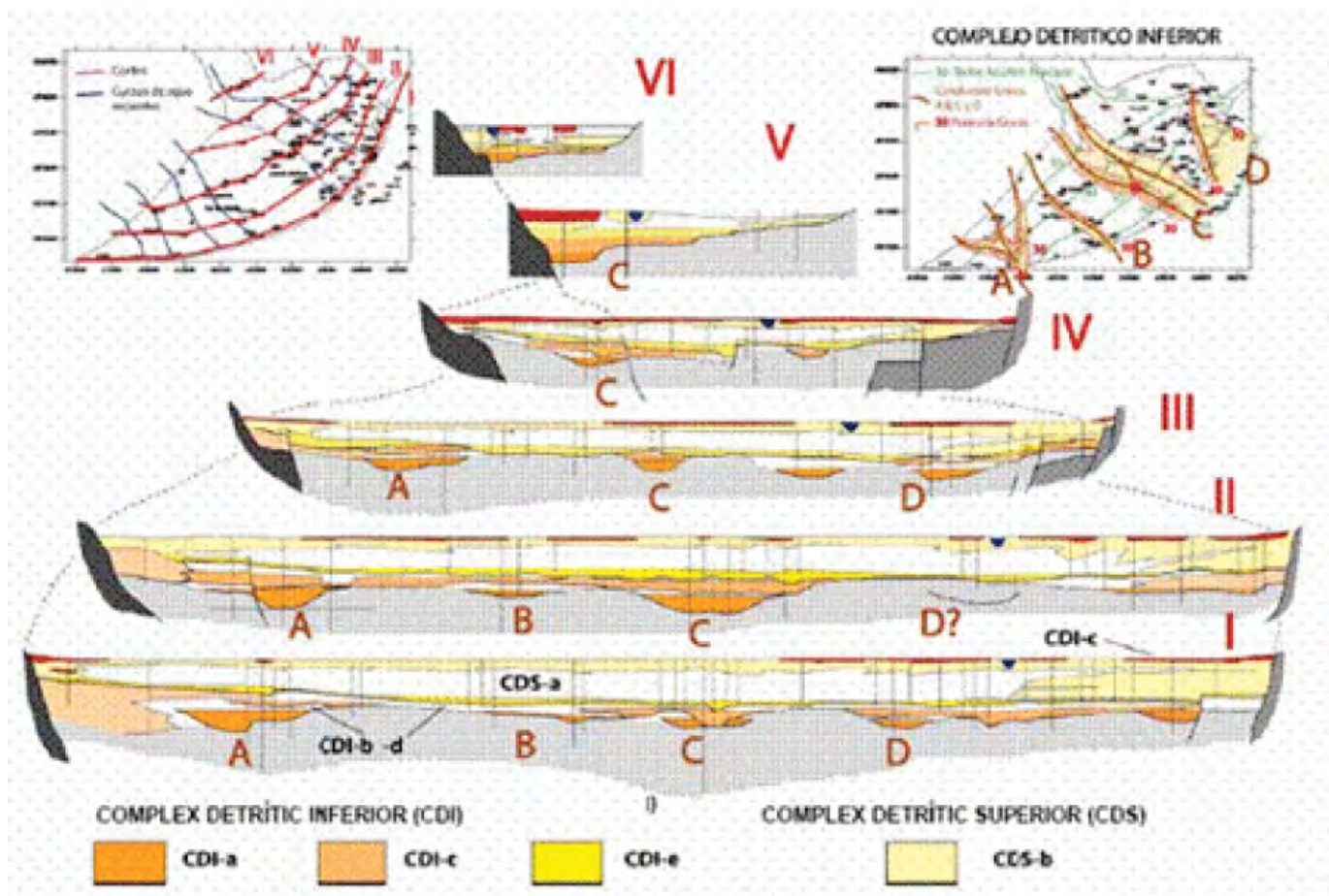


Fig. A3.1.2.12 Cortes geológicos transversales del delta del Llobregat

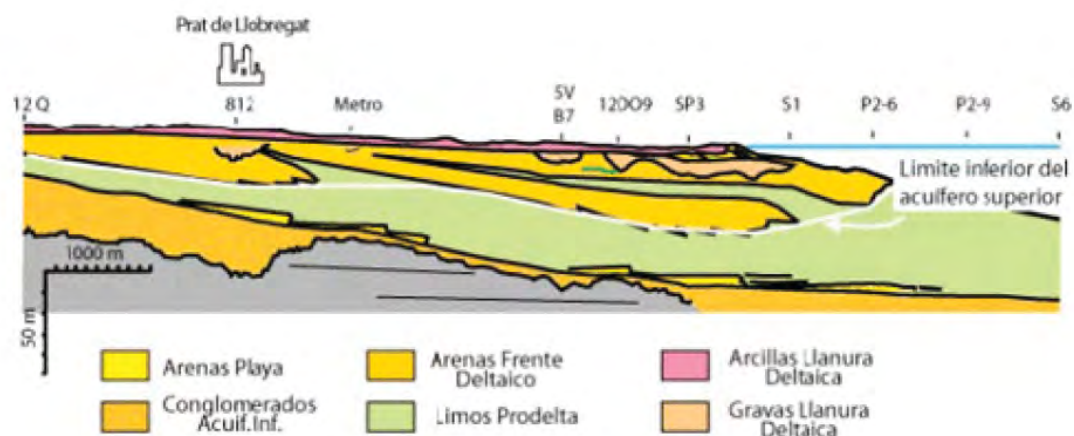


Fig. A3.1.2.13 Corte hidrogeológico longitudinal general del Delta del Llobregat

Cl: 70 a 9000 mg/L, con tendencia a empeorar

Uso de abastecimiento e industrial

Red de observación en la costa no operativa, pero sí en el delta. La Fig. A3.1.2.14 muestra la evolución piezométrica en el Delta del Llobregat.

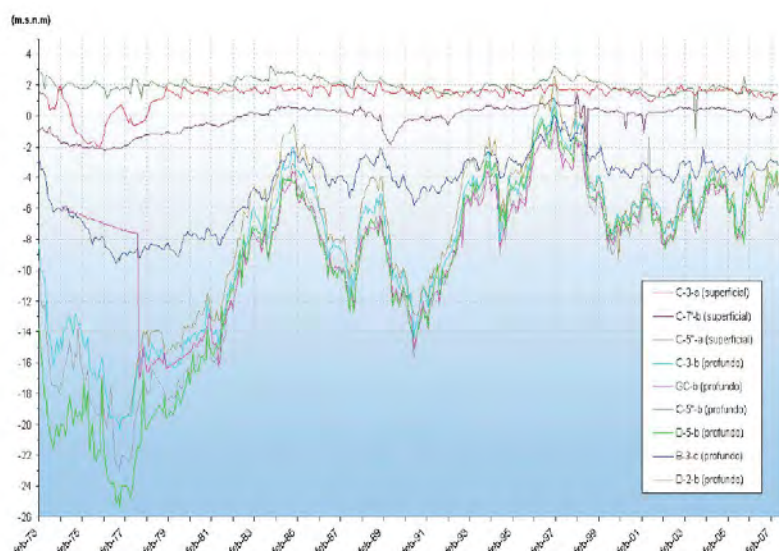


Fig. A3.1.2.14 Evolución piezométrica en el Delta del Llobregat

El Delta del Llobregat es PEIN y Red Natura 2000 y contiene la reserva natural parcial de La Ricarda–Ca l'Arana y de El Remolar–Les Filipines.

Para el sistema acuífero del Baix Llobregat y Delta la ACA dispone de un modelo de simulación que también es utilizado por la Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas del Baix Llobregat (CUADLL). Considera las relaciones con el agua marina. El sistema es crítico en cuanto a aporte de reservas en situaciones estivales y de sequía. Su gestión y operación afecta al grado

de salinización. Para ello la ACA hace una ordenación de la explotación.

El abastecimiento de agua al área de Barcelona es crítico (Figura A3.1.2.15). Se hace a partir del sistema Ter–Llobregat y la incorporación de las reservas de los acuíferos del Baix Llobregat en momentos de escasez y de la desalinización y agua regenerada. El manejo del sistema tiene gran influencia en el estado e intrusión marina en los acuíferos costeros.

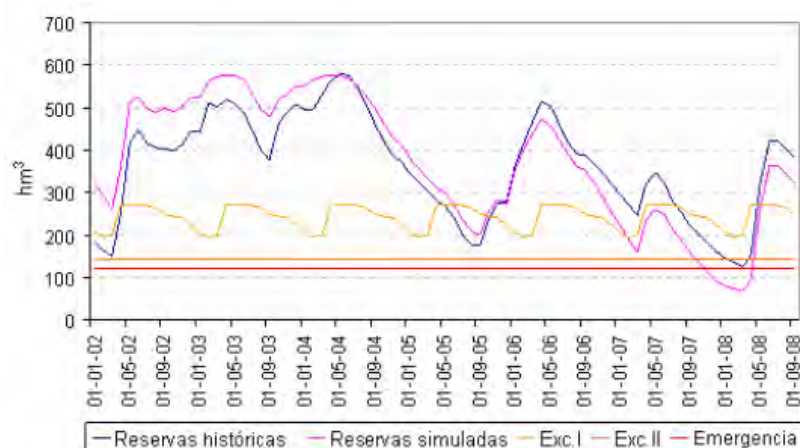


Figura A3.1.2.15 Suma de los volúmenes anuales reales y simulados en los embalses del sistema Ter–Llobregat en la situación actual de gestión y demanda de agua. Azul: registros reales; magenta: resultados modelados. A partir de 2006 se ha hecho un esfuerzo para disminuir la demanda de agua

23. Garraf

763 km² y 643 km² aflorantes (entre Castelldefels y Tarragona + Cap de Salou)

[3071D31.– Acuíferos de las calcarenitas y neógenos del Penedès]

30840I1.– Acuífero detrítico mio–cuaternario del Garraf–Bonastre

3085C31.– Acuífero de las calizas jurásico–cretácicas del Garraf

[3085C41.– Acuífero de las calizas triásicas del Garraf] Formaciones detríticas no de origen aluvial ni carbonatadas. Medios de baja permeabilidad que forman localmente acuíferos libres y confinados, con predominio de acuíferos libres. Se agrupan en acuíferos poro-

sos, kársticos y fracturados, con estructura multicapa, desvinculados, litorales. Riesgo de intrusión marina y conos ascensionales salinos. La franja costera es una pequeña parte del área total.

Extensa área con niveles bajo el nivel del mar en el área de Vilanova y Sant Pere de Ribes, penetrando hasta 5 km. Sin clara evolución general de niveles.

Cl: 20 a 9000 mg/L, sin tendencia clara. Intrusión marina en el área de Vilanova–Sant Pere de Ribes y en Tarragona.

Uso industrial y de abastecimiento

Red de observación escasa en la costa y limitada a Calafell (1) y Torredembarra (2), ampliada a Tarragona.

El PH da normas de explotación del sistema Franco–lí–Gaià.

24. Baix Francolí

3091A11.– Acuífero aluvial de Baix Francolí

La franja costera es una pequeña fracción.

Cl: sin tendencia definida actual. No hay datos costeros

Red de observación de salinidad inexistente en la costa

26. Baix Camp

179 km² y 179 km² aflorantes (incluyendo el 24, Baix Francolí)

3084I20.– Acuífero detrítico plio–cuaternario del Camp de Tarragona–Baix Camp
Formaciones detríticas aluviales y no aluviales. Acuíferos libres y confinados con predominio de acuíferos libres. Acuíferos porosos con estructura multicapa, litorales, con riesgo de intrusión marina. Rellenos y acuíferos hasta 140 m de potencia.

Gran depresión de niveles en el área de Reus–Polígono Industrial del Francolí (PIF)–Petroquímica a partir de

1975, que se recuperó (20 a 40 m) a partir de 1992 con la importación de agua del Ebre. Incremento de 42 hm³ de reservas entre 1989 y 1993.

Cl: 10 a 9000 mg/L, sin tendencia definida actual. No hay datos costeros

Uso industrial. Existe la empresa privada de abastecimientos a la industria AITASA (Aguas Industriales de Tarragona S.A.)

Red de observación de salinidad inexistente en la costa

55. L'Atmella de Mar-Perelló

Formaciones detríticas no aluviales y carbonatos, por agrupación de acuíferos libres y confinados, con predominio de los libres. Acuíferos porosos y/o karstificados. Es una parte de la anterior MASb 29 Cardó–Vandellós,

que es la 100 de la CHE designada Boix–Cardó, con 294 km².

59. Plana d'Alcanar

Formaciones detríticas no aluviales, libres y porosas. Es una parte de la anterior MASb 30 Plana de La Galera– Montsià, que reunía el conjunto de las MASb 102 (Plana de La Galera) y 103 (Mesozoico de La Galera,

acuífero profundo), con 358 km² y la MASb 104, con 95 km², que es costera. Todas ellas corresponden a la designación de la CHE.

A– Masas de agua subterráneas costeras catalanas en las cuencas intercomunitarias

En el Documento IMPRESS (2013) se comentan la MASb costeras:

52. Aluvial de Tortosa. Acuífero aluvial, libre y poroso. Es la MASb 101 de la CHE, con 67 km². No es costera

53. Delta de l'Ebre. Aluvial, libre y poroso. No se

considera afectado por intrusión marina en el sentido de una progresiva salinización, pero contiene formaciones con agua salina y salada naturales. Es la MASb 105 de la CHE designada Delta del Ebro, con 343 km².

58. Serra del Montsià. Sólo una pequeña parte es costera.

A3.1.3 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Ebro

La planificación hidrológica de la Cuenca (Demarcación Hidrográfica) del Ebro corresponde a la Confederación Hidrográfica del Ebro. La única porción costera es la que corresponde al Bajo Ebro, en Cataluña. En concreto se trata de las MASb:

100.– Boix–Vandellós. Formaciones detríticas no aluviales y carbonatos, por agrupación de acuíferos libres y confinados con predominio de los libres. porosos y/o karstificados. Es la MASb 29 de la ACA designada Cardó–Vandellós, con 294 km².

Varios.– Plana de la Galera–Montsià. Formaciones detríticas no aluviales, libres y porosas. Es el conjunto de las MASb 102 (Plana de La Galera) y 103 (Mesozoico de La Galera, acuífero profundo), con 358 km². Incluye

además la MASb 104, con 95 km², que es costera. Es la MASb 30 de la ACA

101.– Aluvial de Tortosa. Acuífero aluvial, libre y poroso. Es la MASb 52 de la ACA, con 67 km². No es costera

105.– Delta del Ebro. Aluvial, libre y poroso. No se considera afectado por intrusión marina en el sentido de una progresiva salinización, pero contiene formaciones con agua salina y salada naturales. Es la MASb 53 de la ACA designada Delta de l'Ebre, con 343 km².

En el texto de Planificación hidrológica de 2014 no se hace mención específica a problemas de salinización costera.

A3.1.4 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Júcar

La planificación hidrológica de la Cuenca (Demarcación Fluvial) del Júcar (Xúquer) corresponde a la Confederación Hidrográfica del Júcar. Abarca un extenso litoral entre el río de La Sènia en Cataluña y la Cuenca del río Segura. Comparte con Cataluña una pequeña porción de la parte inferior del río de La Sènia. El resto corresponde a las provincias de Castelló, València y Alicante/Alacant. La parte costera del sur de Alicante es ya Cuenca del Segura.

En el Plan Hidrológico del Júcar 2009–2015 (CHJ, 2014) se identifican 90 masas de agua y 16 sistemas de explotación de recursos de agua: Cenia–Maestrazgo, Mijares–Plana de Castellón, Palancia–Los Valles, Turia, Júcar, Serpis, Marina Alta, Marina Baixa y Vina-lopó–Alacantí. Estos sistemas de explotación cubren desde el límite interior del conjunto de cuencas hasta el mar. En cada sistema de explotación y en las MASb

en ellas se han hecho los balances de agua superficial y subterránea con ayuda del programa PATRICAL (Pérez, 2005) desarrollado en la Universidad Politécnica de Valencia. El conjunto de recursos de agua se trata con la herramienta Aquatool a la que se acoplan los acuíferos como un elemento discreto, en su caso evaluado con modelación numérica cuando está disponible.

Con los datos del Plan Hidrológico y sus 12 anexos se puede formar la Tabla A.1.4.1 en que se recogen los datos de las MASb costeras. Las restricciones ambientales incluyen una reserva de caudal para prevenir los efectos negativos de la intrusión marina, aunque no se dan detalles referentes al estado de la intrusión marina. Se utiliza al respecto lo que se contiene en el PH del Júcar de 1998. Para determinar el estado cuantitativo en cada una de las 16 MASb costeras se tiene en cuenta que el índice de explotación sea mayor o menor

que 0,8 (hay 8 MASb en mal estado) y el impacto de la intrusión marina (hay 9 MASb en mal estado), que combinadas dan 9 MASb costeras en mal estado. A falta de estudios de detalle y de contenido en Cl de las aguas subterráneas en todas las áreas costeras, se deduce el posible impacto de la intrusión marina de los datos piezométricos. Se considera afección o

riesgo de afección cuando en nivel piezométrico en un punto queda bajo el nivel del mar durante el periodo de tiempo considerado o cuando, a partir de los mapas piezométricos, en el borde costero aparecen zonas deprimidas respecto al nivel del mar. Véase la Figura A3.1.4.1.

Tabla A3.1.4.1 Masas de agua subterránea (MASb) costeras y algunos términos de balance en hm³/año
E = entradas totales; L = salida lateral, que en buena parte es al mar; A = restricciones ambientales por caudales a respetar (salida al mar, mantenimiento manifestaciones hídricas); D = recursos disponibles; B = bombeo; D/B = índice de explotación (adimensional); EIM = estado a causa de la intrusión marina.

Sistema de explotación	MASb 080.XXX	Nombre	hm ³ /a						
			E	L	A	D	B	D/B	EIM
Cenia-Maestrazgo (Sènia-Mestrat)	107	Plana de Vinaròs	56,7	0	24,2	32,7	32,2	1,0	Malo
	109	Maestrazgo oriental	222,6	136,4	62,0	24,2	19,4	0,8	Malo
Plana de Castellón	110	Plana Oropesa-Torreblanca	54,4	0	25,3	29,1	28,1	1,0	Malo
	127	Plana Castellón	165,3	0	354,4	110,8	129,2	1,2	Malo
Palancia-los Valles	128	Plana Sagunto	29,5	0	11,2	18,4	23,0	1,2	Malo
Júcar	141	Plana Valencia N	119,5	0	37,6	81,8	48,8	0,6	Bueno
	142	Plana Valencia S	245,8	0,2	52,2	173,5	48,5	0,3	Bueno
Serpis	151	Plana de Jaraco (Xeraco)	34,1	0	8,3	25,8	11,1	0,4	Malo
	152	Plana Gandía	22,1	0	10,7	11,4	15,2	1,3	Malo
	163	Oliva-Prego	22,6	0	4,0	18,6	19,0	1,0	Malo
	164	Ondara-Denia	24,1	0	6,4	18,7	25,3	1,4	Malo
	165	Montgó	2,1	0	1,1	1,0	0,1	0,0	Bueno
Marina Alta	179	Depresión de Benisa	36,9	0,9	16,7	19,3	6,0	0,3	Bueno
	180	Jávea	3,0	0	1,5	1,6	2,1	1,3	Malo
Marina Baja	184	San Juan-Benirrom	13,5	0	8,0	5,4	1,9	0,3	Bueno
Vinalopó-Alicantí	190	Bajo Vinalopó	35,6	1,1	12,4	22,1	0,7	0,0	Bueno

Se propone substituir extracciones en la Marina Alta por agua de mar desalinizada de la planta de Jávea (Xàbia), con capacidad nominal de 9,5 hm³/año, pero el volumen substituido es menor que el actual déficit de Ondara-Denia.

No se aporta la evolución de Cl en los puntos de observación costeros de los acuíferos.

A efectos informativos se incluye la Figura A3.1.4.2 que muestra la red de control de las aguas subterráneas, cuya densidad costera es pequeña y la Figura A3.1.4.3 que muestra la evolución piezométrica en un punto costero en la Plana de Sagunt, que es una de las áreas más afectadas por la intrusión marina.

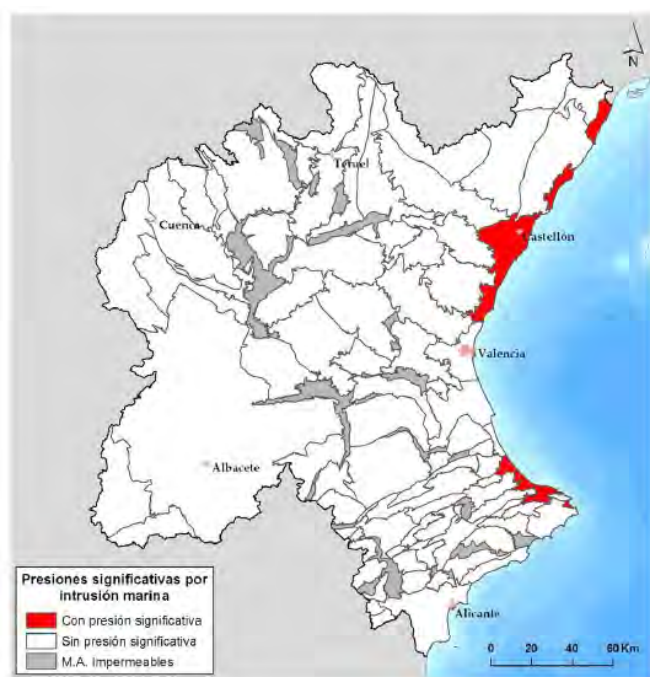


Figura A3.1.4.1 Áreas con presiones significativas por intrusión marina



Figura A3.1.4.2 Red de control de las aguas subterráneas. La densidad costera es pequeña

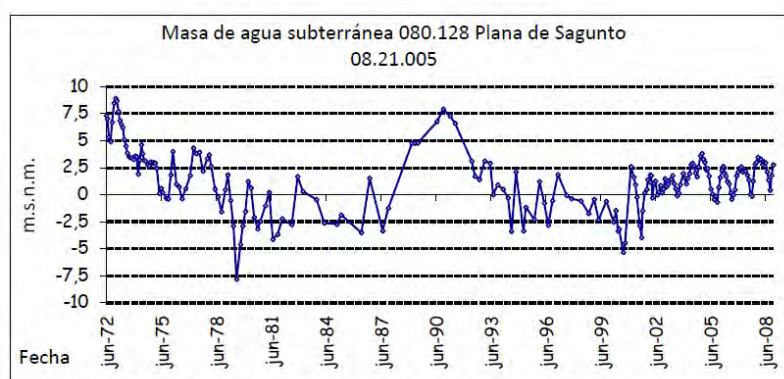


Figura A3.1.4.3 Evolución piezométrica en un punto costero en la Plana de Sagunto, una de las áreas más afectadas por la intrusión marina

A3.1.5 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de la Cuenca del Segura

La planificación hidrológica de la Cuenca (Demarcación Hidrográfica) del Segura corresponde a la Confederación Hidrográfica del Segura. Abarca el litoral entre el aeropuerto de Alicante y Águilas—límite entre las provincias de Murcia y Almería. Todo el litoral corresponde a la Provincia de Murcia, menos la parte más al NE que es de la Provincia de Alicante.

En el Plan Hidrológico del Segura 2009–2015 (CHJ, 2014) se identifican 63 masas de agua (Figura A3.1.5.1). Con los datos del Plan Hidrológico y sus 12 anejos se puede formar las Tablas A3.1.5.1 y A3.1.5.2

en que se recogen los datos de las 7 MASb costeras, algunas de las cuales reúnen un conjunto amplio de acuíferos.

En el contenido del Plan Hidrológico, incluyendo los anejos, apenas se considera la intrusión marina y sólo se menciona la existencia o posible existencia de lo que se denomina intrusión salina (no necesariamente marina), pero sin detallar su naturaleza ni sus mecanismos. Esta intrusión salina afecta a acuíferos alejados de la costa y relativamente altos (MASb de Tobarra–Tedera–Pinilla, Cingla, Baños de Fortuna, Quibas y Alto

Guadalentín) y para ello se hace referencia a la contaminación por sales contenidas en las formaciones geológicas, principalmente del Keuper (Triásico). A efectos del determinar el estado cualitativo de las aguas subterráneas, en todos esos acuíferos se establecen

umbrales de salinidad de referencia relativamente elevados que tengan en cuenta esa circunstancia natural o la de afección marina desde el inicio en los acuíferos colindantes con el mar.

Tabla A3.1.5.1 Masas de aguas subterráneas de la Cuenca del Segura ubicadas o lindando con la costa. En todas ellas se reconoce un potencial de salinización

Número 070.XXX	Designación	Superficie Km ²	Descenso de niveles	Estado químico	hm ³ /a				características
					D	B	B/D	DA	
36	Vega Media y Baja del Segura	752	No(1)	Malo	56	18	0,5	9	Pequeño frente litoral
42	Terciario de Torrevieja	169	No(1)	Malo	0,9	3,5	4	0,3	Contiene humedales
53	Cabo Roig (a)	62	No(1)	Bueno	1,0	3,8	4	0,4	
52	Campo de Cartagena	1239	No(1)	Malo	89	89	1	6	Contiene Mar Menor
54	Triásico de los Victoria (a)	110	Sí	Malo (2)	2,5	15	6	0	No linda con la costa
63	Sierra de Cartagena	66	No	Malo	0,5	0,2	0,4	0,2	Contiene a Cartagena
58	Mazarrón (a)	284	Sí	Malo (2)	3,7	17	5	0,03	
61	Águilas (a)	378	Sí	Malo (3)	3,6	12	3	1,5	

D = recursos disponibles; B extracciones bombeo; B/D = índice de explotación; DA = demandas ambientales

(a) límites por intrusión salina

(1) Sí lo hay en sequías o localmente; (2) Alto contenido en SO₄ y Cl; (3) Alta CE y alto contenido en Cl

Tabla A3.1.5.2 Caracterización de las MASb costeras de la Cuenca del Segura (PHS, 2015, Anejo 12)

Acuífero	Número MASb 070.XXX	Designación	características
84	36	Vega Media y Bajo del Segura	Cuaternario aluvial (> 300 m) sobre margas miocenas, que rellena fosa tectónica
161	42	Terciario de Torrevieja	Areniscas del mioceno y calcarenitas del Andalucíense, con predominio de materiales margosos
145	53	Cabo Roig	Areniscas del Plioceno (espesor medio 70 m)
99+100	52	Campo de Cartagena	Cuaternario detrítico permable (50–100 m) sobre margas; debajo, 6–110 m de areniscas pliocenas sobre margas; debajo, 150–200 m de areniscas del Tortoniese sobre margas
236	54	Triásico de Los Victoria	Mármoles del Triásico (50 m) bajo depósitos Holocenos
160+183 a 189 +184	63	Sierra de Cartagena	Carbonatos del Triásico compartimentados (espesor medio 200 m)
101 a 118+190+191	58	Mazarrón	Carbonatos del Triásico (50–100 m)
90+92 a 95+119 a 129+131+172+173	61	Águilas	Carbonatos del Triásico y calcarenitas miocenas (50–200 m)

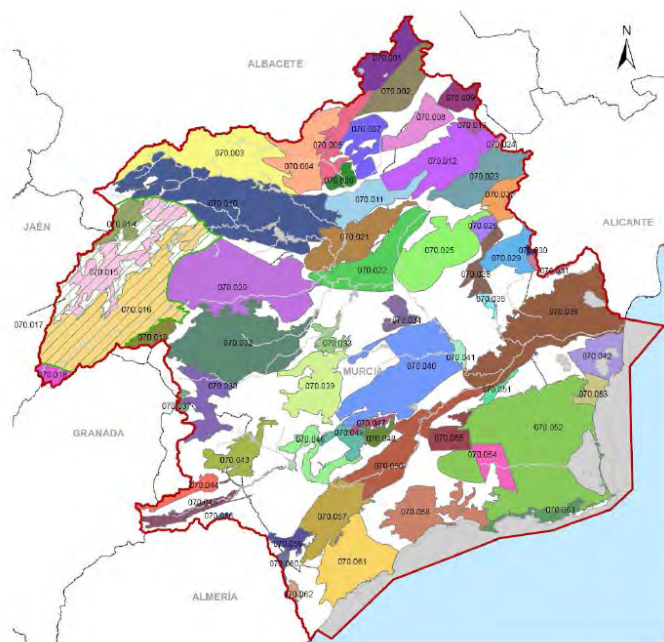


Figura A3.1.5.1 Masas de agua subterránea de la Cuenca del Segura (PHS, 2014)

En el Plan Hidrológico hay una caracterización del estado de las masas subterráneas, un análisis de presiones e impactos para cada una y una previsión de las fechas consecución del buen estado, de acuerdo con el desarrollo del programa de medidas que se acompaña al Plan. No se da solución al tema de sobreexplotación de acuíferos, remitiéndose a la planificación nacional, como manera de incorporar a la cuenca del Segura un recurso renovable del que a día de hoy se carece. Si dicho recurso no se incorpora con anterioridad al año 2027, habrá que eliminar demandas existentes.

En acuíferos costeros, entre otras medidas, se aumenta el control mediante el desarrollo de una red específica de control de la intrusión marina, mediante un análisis de la evolución piezométrica y el contenido salino. Esa red es adicional a oficial de la Demarcación. Se establece como reserva medioambiental, con carácter de uso preferente, unos caudales mínimos vinculados a los acuíferos costeros que aseguren el mantenimiento de la interfaz agua dulce-salada.

A3.1.6 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas

La planificación hidrológica de las Cuencas (Demarcación Hidrográfica) Mediterráneas Andaluzas corresponde a la Junta de Andalucía. Abarca el litoral entre el límite entre las provincias de Murcia y Almería y el Campo de Gibraltar-Algeciras. Todo el litoral corresponde a las Provincias de Almería, y Málaga y una pequeña parte en la de Cádiz.

De un total de 67 MASb identificadas (Figura A3.1.6.1), 21 están en materiales carbonatados, 16 en materiales detríticos, 22 en materiales mixtos y 8 están en materiales de baja permeabilidad. 20 de ellas son costeras, aunque en algunas sólo un pequeño tramo final es costero. De ellas 14 tienen intrusión marina reconocida. Según el Anejo del Plan Hidrológico 2019–2015 la tendencia general es a empeorar. Los índices de explotación (extracción/recursos de agua subterránea explotable) son altos en numerosas áreas costeras (Figura A3.1.6.2).



Figura A3.1.6.1 Masas de agua subterránea (MASb)

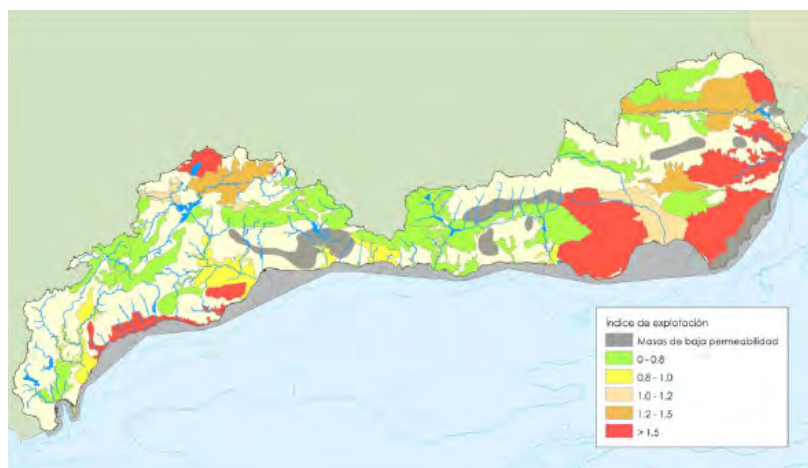


Figura A3.1.6.2 Índice de explotación de las MASb

En el Apéndice A3 del Plan Hidrológico, cada MASb está desarrollada en forma de ficha. Los contenidos se resumen por temáticas en los Anejos 3 y 5 y en parte en el 7. La parte más significativa en cuanto a las condiciones de los acuíferos costeros son la evolución de niveles en los puntos de control, los intentos de superficies piezométricas (sin indicar los valores de apoyo), los comentarios sobre el estado de intrusión marina y de salinización, las redes de control y el diagnóstico en el que se solicita tener en cuenta la sobreexplotación, la intrusión marina y otros procesos de salinización. Se aportan tablas sintéticas de química del agua pero no se elaboran bajo el punto de vista hidrogeológico.

La memoria del Plan Hidrológico contiene una extensa relación de referencias de informes, documentos científicos y presentaciones en reuniones técnicas y científicas, pero no se mencionan muchos de los trabajos notables existentes, en especial los referentes a acuíferos costeros, que son consecuencia de la actividad universitaria de Granada, Almería y Málaga, además de la propia del IGME.

No se aclara cómo se ha dibujado los mapas piezométricos y si tienen apoyo de mediciones en pozos y sondeos que no son de la red de observación. En el entorno del año 2000 el IGME mantuvo en varios acuíferos costeros una aceptable red de observación, que no ha continuado. Y que actualmente se reduce a unos pocos puntos y que en parte de los acuíferos costeros están alejados del litoral.

Ninguna de las MASb tiene comunidad de usuarios. En el Apéndice VI-3 se dan los balances de agua por MASb pero no se considera la salida de agua continental al mar.

Los datos resumidos de interés de las diferentes MASb (060.XXX) son (IE = índice de explotación = extracción/

recarga; CE = conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$), ordenadas de norte a sur:

005.— Cubeta de Ballabona—Sierra Lisbona—Río Antas. Desarrollo perpendicular al mar. Poblaciones de Vera y Carchuna en la parte baja. Sin intrusión marina conocida y niveles freáticos altos (10 m) a 1 km de la costa. CE alta (hasta 2800–6000) atribuible a retornos de riego. No hay red de observación costera.

006.— Bajo Almanzora. Niveles piezométricos negativos. Domina la explotación costera. Hubo intrusión marina, con CE hasta 7000, pero actualmente no está caracterizada. Hay red de observación costera moderada. IE = 1,1

008.— Aguas. Tramo corto de costa, por Mojácar, donde se produce parte de la explotación. Hubo intrusión marina, con CE hasta 6000, pero actualmente no está caracterizada. Parte de la salinización es por afloramientos de yesos en Sorbas. No hay red actual de observación costera. IE = 3,3

056.— Sierra del Cabo de Gata. Muy extendida a lo largo de la costa. Escasa explotación actual y distribuida. No parece haber ni intrusión marina ni salinización. Escasa red de observación costera.

011.— Campo de Níjar. Tiene declaración de sobreexplotación desde 2004. Explotación no sustentable. Problemas de intrusión en los dos extremos que allegan al litoral (Carboneras y lado occidental de Rambla Morales), en especial en el occidental, con alta salinización (CE hasta 7000). Agua de elevada salinidad hasta 17 km de la costa, en parte por retornos de riego. Escasa red de observación costera aunque el IGME ha realizado campañas de mediciones de cierto detalle. IE = 2,6. Piezometrías en las Figura A3.1.6.3.

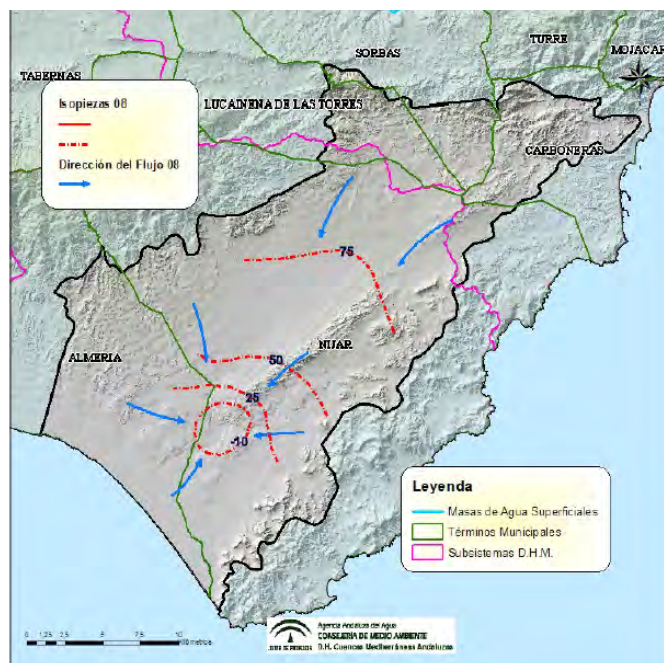
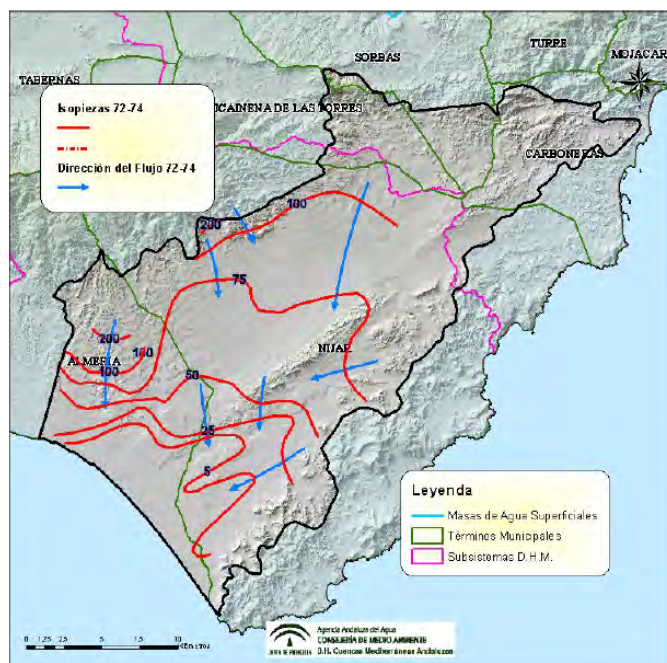


Figura A3.1.6.3 Piezometría del Campo de Níjar en el periodo 1972–1974, ya con notable desarrollo de las extracciones, y en 2008

012.– Bajo Andarax. Hay explotación próxima a la costa, no sustentable. Niveles piezométricos ocasionalmente negativos. Intrusión marina con salinidades altas (CE hasta 13 000). Red de observación costera moderada. IE = 0,9

013.– Campo de Dalías–Sierra de Gádor. Niveles piezométricos de los pozos profundos muy negativos. Análisis sin diferenciar los diferentes acuíferos que

hay en el sistema. Salinidad importante por intrusión marina (CE hasta 10.000 y ocasionalmente hasta valores marinos de 60.000). Red de observación costera de 17 puntos, mucho menor que la de 191 puntos del IGME. No se han aplicado las normas de explotación previstas en la declaración de sobreexplotación. IE = 1,7. Captaciones de agua subterránea mediante pozos en el Campo de Dalías–Sierra de Gádor en la Figura A3.1.6.4.

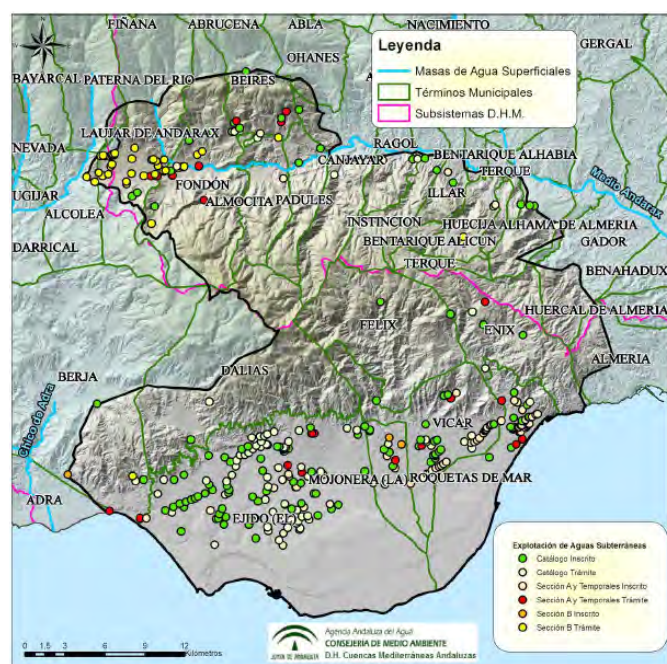


Figura A3.1.6.4 Captaciones de agua subterránea mediante pozos en el Campo de Dalías–Sierra de Gádor

015.– Delta del Adra. Explotación con pocos pozos. Intrusión marina en el lado oriental en años secos. Escasa red actual de observación costera. No se han aplicado las normas de explotación. IE = 0,8. A corta distancia de la costa se tienen valores de la CE entre 2300 y 3500, pero sin marca clara de intrusión marina sino de retornos de riego y aportes litológicos.

016.– Albuñol. Cuenca con estrecha salida al mar. Notable explotación en la costa. Estado de intrusión marina desconocido. Posible salinización por yesos en algunos lugares. No hay red actual de observación costera.

020.– Carchuna–Castell de Ferro. Niveles piezométricos bajo el nivel del mar. Notable explotación costera en el entorno de Castell de Ferro. Se llegó a una alta salinización, principalmente a través de calizas, pero hoy moderada a causa de la atrada de agua exterior. Escasa red actual de observación costera.

021.– Motril–Salobreña. Planicie costera cruzada por el río Guadalfeo. Explotación distribuida en el área, con sólo parte cerca de la costa. Sin intrusión marina ni claro efecto de retornos de riego. Escasa red actual de observación costera. La Figura A3.1.6.5 muestra las isopiezas del acuífero de Motril–Salobreña

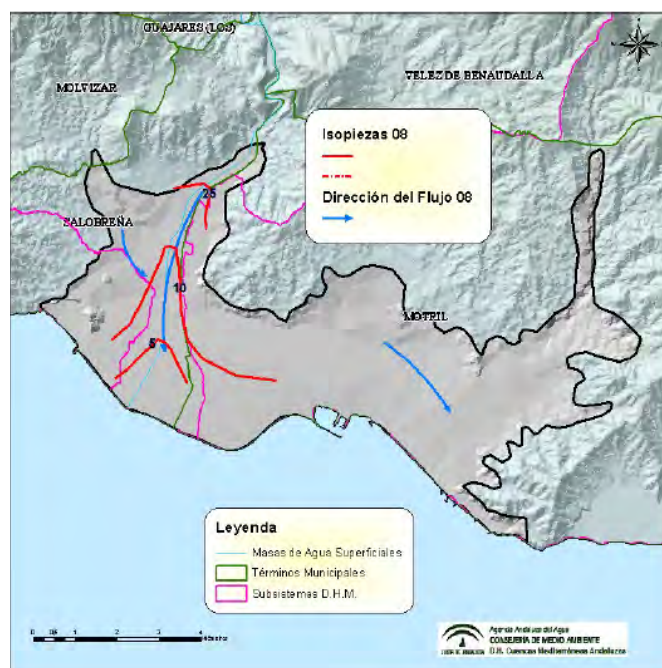
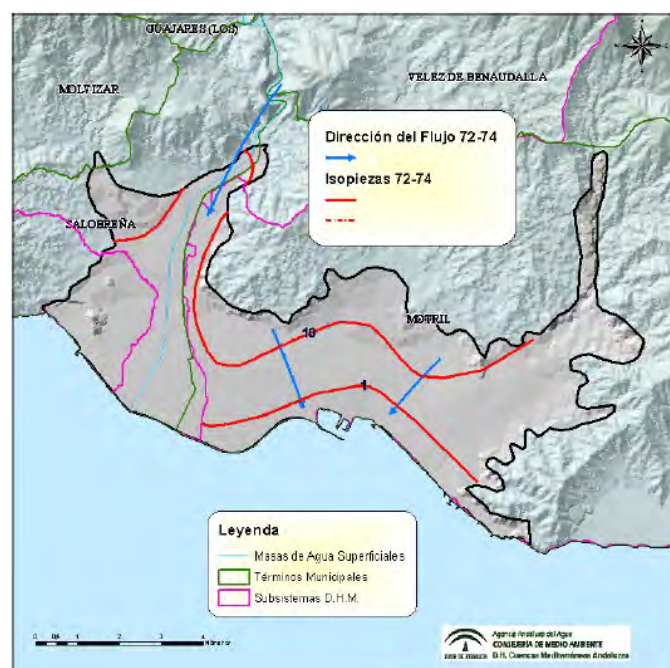


Figura A3.1.6.5 Superficies piezométricas del conjunto acuífero de Motril–Salobreña en el periodo 1972–1974 y en 2008

022.– Río Verde. Contiene a Almuñécar. Niveles piezométricos ocasionalmente bajo el nivel del mar. Explotación distribuida en el área y sólo parte cerca de la costa. Sin intrusión marina actualmente, pero la hubo antes de 1994. Aceptable red actual de observación costera. Traída de agua embalsada en la parte alta del río Guadalfeo. IE = 1,2

063.– Sierra de Alberquillas. Explotación en el lado occidental. Intrusión marina local en Barranco de Cantarrijón. Escasa red de observación costera. IE = 1,0

026.– Río Torrox. Explotación distribuida en el área y escasa cerca de la costa. Sin intrusión marina actualmente, pero la hubo. Escasa red actual de observación costera. Aducción de agua.

027.– Río Vélez. Muchos pozos de explotación distribuidos en el área y en parte cerca de la costa en el lado occidental. Sin intrusión marina actualmente, pero la hubo. Escasa red actual de observación costera. IE = 0,9

037.– Bajo Guadalhorce. Pocos pozos costeros. Niveles ocasionalmente bajo el nivel del mar. IE = 1,0

039.– Fuengirola. Hay pozos costeros. Intrusión marina local que persiste. Estudio del IGME en año 2000. IE = 1,6

040.– Marbella–Estepona. Muy extendido a lo largo de la costa. Niveles ocasionalmente bajo el nivel del mar. Muy numerosos pozos costeros. Hay intrusión marina. Estudio del IGME en el año 1999. Explotación no sustentable. IE = 1,6

047.– Guadiaro–Genal–Hozgarganta. La parte inferior es costera

049.– Guadarreque–Palmones. Cierta explotación en San Roque, cerca del Campo de Gibraltar. No parece haber ni intrusión marina ni salinización. Sin red de observación costera

La figura A3.1.6.6 muestra la actual red de piezometría

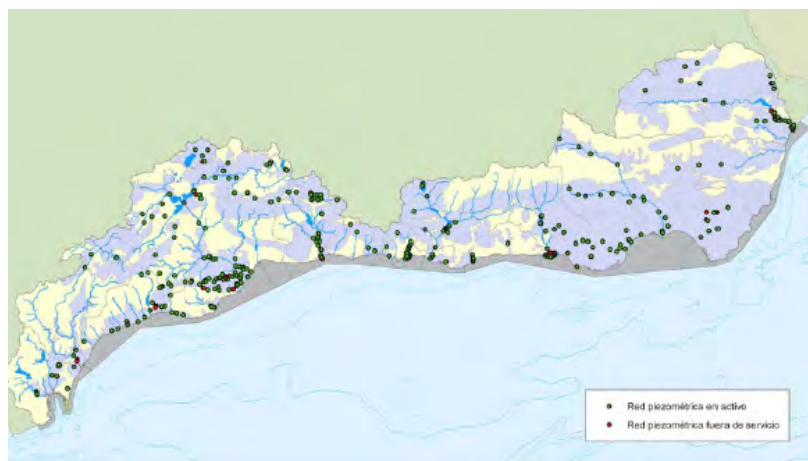


Figura A3.1.6.6 Actual red de piezometría

Las cuencas Atlánticas Mediterráneas Andaluzas hay numerosas plantas de desalinización del agua del mar, como muestra la Tabla A3.1.6.1. También existen plantas de desalobración, principalmente de agua subterrá-

nea salobre. La mayoría corresponden a instalaciones hoteleras. El estado de la desalobración en plantas grandes se indica en la Tabla A3.1.6.2. Las ubicaciones se muestran en la Figura A3.1.6.7.

Tabla A3.1.6.1. Desalinizadoras de agua marina en la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Andaluzas Mediterráneas según el PHCMA (2015).

OI = Ósmosis Inversa. A = abastecimiento; R = riego

Designación	Ubicación	Capacidad hm ³ /año	Comentarios
Bajo Almanzora	Cuevas de Almanzora	20	OI. A+R. Ejecución
Carboneras	Carboneras	42	OI. A+R
Carboneras II	Carboneras	42	A+R. Prevista
Rambla Morales	Almería	22	OI. R. Privada
Almería	Almería	20	OI. A.
Campo de Dalías	El Ejido	30+30	OI. A+R Ejecución
Costa del Sol (E)	Vélez-Málaga	20	A. Prevista
Bajo Guadalhorce	Málaga	30	A. Prevista

Tabla A3.1.6.2. Desalobradoras de gran tamaño en la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Andaluzas Mediterráneas según el PHCMA (2015).

A = abastecimiento; R = riego

Designación	Ubicación	Capacidad hm ³ /año	Comentarios
Palomares	Cuevas de Almanzora	9	R.
Balsa del Sapo	El Ejido	2	R. Prevista
Adra	Adra	5	A. Prevista



Figura A3.1.6.7 Ubicación de las plantas de desalaminación de agua del mar y de las grandes de desalaminación

Parte de las aguas residuales urbanas tratadas se reutiliza como agua regenerada, principalmente en la costa.

La ubicación de las plantas de tratamiento se muestra en la Figura A3.1.6.8

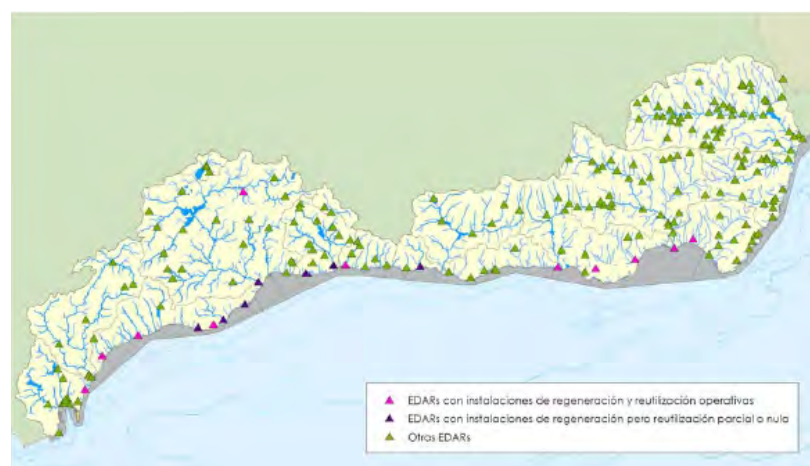


Figura A3.1.6.8 Ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas con indicación de si se utilizan las aguas depuradas

A3.1.7 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica en Ceuta y Melilla

La administración del agua en las Demarcaciones de los territorios de Ceuta y Melilla depende de la Confederación hidrográfica del Guadalquivir.

En Ceuta, la única MASb de desarrolla principalmente en el lado occidental y en parte costera, es transfronteriza y casi no tiene población. Sus recursos se estiman entre 0,5 y 1 hm³/año y se destina a usos ecológicos. No se menciona ningún problema de intrusión marina. El abastecimiento humano depende en gran manera de una planta de desalinización de agua del mar de 30.000 m³/d de capacidad, cuya producción se regula mediante dos embalses (El Infierno y El Renegado). En el futuro se prevé dotar de un tratamiento terciario a la EDAR de Santa Catalina para atender demandas de riego de parques y jardines y baldeo de calles.

En Melilla se han definido 3 MASb: 1) volcánica (6,6 km²), que no es costera, 2) caliza (6,5 km²) al NW, que limita con la costa y 3) aluvial (1,9 km²), que llega a la costa y se extiende a lo largo de la misma. Hay 20 pozos, algunos cercanos a la costa, y unos manantiales que producen 6,6 hm³/año. No se menciona que existan problemas de intrusión marina aunque se dice que el agua es algo salina. La explotación es próxima a la recarga. No hay red de control. Se tiene una planta de desalinización del agua del mar de 20.000 m³/d ampliables a 30.000 m³/d. No hay actualmente reutilización de las aguas residuales tratadas (salvo en un campo de golf), pero se pretende llegar al 80%.

A3.1.8 Los acuíferos costeros en la planificación hidrológica de las Illes Balears

Las Islas Baleares forman una Demarcación Hídrica única, aunque hay un Consell Insular d'Aigües por isla. Por ello sólo hay un único documento de planificación hidrológica, en el que cada vez que es necesario se separan Mallorca, Menorca, Eivissa (Ibiza) y Formentera. Cada isla es una unidad aislada en cuanto a recursos de agua de las otras. El recurso de agua dominante son las aguas subterráneas, con una pequeña aportación de aguas superficiales en Mallorca, además de desalinización de agua del mar y cierto grado de reutilización de aguas residuales urbanas tratadas. No se menciona la existencia de desalobradoras. El PIB es de 26.000 M€ o 23.500 €/habitante/año.

Se tienen identificados y censados con ficha informática casi 23.000 pozos y existen otros 15.000 aún no informatizados, con una capacidad total de extracción de 245 hm³/año. El total de captaciones de agua subterránea se estima en 45.000. Se han identificado 87 MASb y 30 humedales insulares. De las MASb, 64 están en Mallorca, 6 en Menorca, 16 en Eivissa y 1 en Formentera. De ellas un buen número son costeras o limitan con el litoral: 31 en los 2617 km² de Mallorca, 4 en los 477 km² de Menorca, 12 en los 567 km² de Eivissa y 1 en los 80 km² de Formentera. Los tamaños son muy variables, desde menos de 10 km² hasta más de 100 km². Casi todas las MASb tienen algún tipo de problema en relación con la salinidad del agua.

Los acuíferos costeros más grandes (>100 km²) son: a) en Mallorca: Sa Pobla, Xorigo, Pont d'Inca, Son Real, Marina de Lluçmajor y Pla de Campos y b) en Menorca: Maó, Migjorn Gran y Ciutadella. No los hay de ese tamaño ni en Eivissa (los mayores son los de Portinatx, Cala Tarida, Jesús y Serra Grossa) ni en Formentera.

De cada MASb se ha realizado un balance hídrico de aguas subterráneas, entre cuyos términos está la recarga natural y las salidas y entradas de agua marina. La recarga ha sido calculada en buena parte como fracción de la precipitación caída sobre cada tipo de terreno, de forma similar a la metodología APLIS, aunque sin calibrar los coeficientes en las condiciones locales. Donde hay suelo, como en Menorca, se ha realizado un balance de agua en el suelo, pero sin indicar si ha habido calibración con datos de evolución piezométrica. Las salidas al mar se han estimado aplicado la ley de Darcy a lo largo de la costa a partir de unas transmisividades medias y una estimación del gradiente hidráulico a partir de la información de niveles piezométricos. Del balance hídrico de cada unidad, incluyendo las aportaciones a los humedales (valor de referencia de 1hm³/año/km²), se deduce la salida al mar, con reajustes según las condiciones locales. Las salidas de agua subterránea al mar se evalúan en 112 hm³/año en Mallorca, 43 hm³/año en Menorca, 10 hm³/año en Eivissa y casi 4 hm³/año en Formentera.

Desde los planes especiales de la década de 1970, ha habido una actuación coordinada de la autoridad del agua (con cambiante denominación: Servicio Hidráulico de Baleares, Junta d'Aigües de Balears) con el Instituto Geológico y Minero de España. Esto ha permitido un buen conocimiento no sólo de las captaciones de agua subterránea existentes sino disponer de una buena red de observación con aportaciones de los usuarios. Para el conocimiento de niveles se dispone de unos 500 piezómetros, 450 pozos de abastecimiento y 850 pozos de particulares, que es alrededor de 4 cada 100 puntos de agua subterránea. Se dispone de casi 40 limnigrafos. Se dispone de información de la calidad de casi 700 puntos y de unos 200 puntos de la extracción. No obstante, actualmente existe una reducción notable del número de puntos de observación, explicable por la crisis económica y también administrativa que afecta a toda España. El plan hidrológico tiene entre

sus previsiones el tratar de corregir la tendencia. Las medidas de nivel son mensuales en más de la mitad de los puntos de control, siendo semestral en el resto. Los análisis químicos de los iones mayoritarios son anuales, con determinación mensual de pH, Cl y N en casi 299 puntos.

Se considera como máximo contenido de Cl admisible 250 mg/L, con un valor umbral de 187,5 mg/L Cl para decidir sobre el buen o mal estado de la MASb. De las 87 MASb actuales, 35 están en mal estado químico por razón del Cl, la mayoría de ellas costeras.

Con la información disponible, en la Tabla 173 y siguientes del documento del Plan Hidrológico se indica para cada MASb la concentración de Cl a una determinada distancia de la costa. Esto se recoge en la Tabla A3.1.8.1.

Tabla A3.1.8.1 Concentración en Cl a una determinada distancia de la costa en las MASb costeras.

Número	Nombre	mg/L Cl	a km	Comentario
1801	Port d'Andraix	2	2	
1804	Port de Pollença	1,3	3	
1804	Alcúdia	1	1	
1805	Aixartell	0,7	5	
1806	Port de Sóller	0,34	0,5	
1811	Sa Pobla	0,4	1	
1811	Llubí	0,8		en S'Albufera
1812	Capdella	1	5	
1812	Santa Ponça	0,6	2,3	
1813	La Vileta	2	3,5	
1813	Palmereta			muy localizado
1814	Sant Jordi	2	2	
1814	Pont d'Inca	2	5	
1814	Son Reus	1	4	
1816	Son Real	2,5	2,5	
1818	Santa Cirga	0,84	2	
1819	Sant Salvador	1	1,5	
1819	Can Concos	0,57	1,5	
1820	Santanyí	2,2	1	

Número	Nombre	mg/L Cl	a km	Comentario
1820	Santanyí	2,2	1	
1820	Cala d'Or	1,8	1,5	
1820	Porto Cristo	1,9	1	
1821	Marina de Lluçmajor	1,9		muy débil
1821	Plà de Campos	1	5	
1901	Maó	1	1,3	
1901	Ciutadella	2	3	
2002	Santa Agnès	1	1	
2002	Plà de Sant Antoni	0,6	1	
2003	Cala Llonga	2	1	
2003	Roca Llisa	2	1,5	
2005	Cala Tarida	1,7	8	
2006	Jesús	2	1	
2006	Serra Grossa		3	
2101	Formentera			natural

Existen 6 plantas de desalinización de agua del mar: 3 en Mallorca para 9,3 hm³/año (Badía de Palma, Andratx y Alcúdia), 2 en Eivissa para 5,4 hm³/año (Eivissa y Sant Antoni) y 1 para 0,5 hm³/año en Formentera. La producción real varía notablemente de un año a otro. Otras 4 plantas están en proceso de recepción, 2 en Mallorca (Andratx y Alcúdia), 1 en Menorca (Ciutadella) y 1 en Eivissa (Santa Eulària) y otra está prevista en el Llevant de Menorca (área de Maó).

Se depura casi la totalidad de las aguas residuales urbanas (95 hm³/año), de las que 70 hm³/año tienen tratamiento terciario, aunque con funcionamiento variable. Menos de la mitad son reutilizadas en agricultura y para el riego de jardines y campos de golf.

Se prevé mayor reutilización agrícola para substituir extracciones de agua subterránea. Los caudales de aguas residuales tratadas infiltradas se estiman en 2,7 hm³/año en Mallorca, 0,4 hm³/año en Menorca y casi nada en Eivissa.

Sólo hay recarga artificial en pozos significativa en el acuífero de S'Estemera (no es costero) desde hace pocos años, unos 3,3 hm³/año, a partir de excedentes temporales de los embalses de agua superficial de Cúber y Gorg Blau y la conducción desde el manantial costero de Sa Costera a Palma. Se proyecta aprovechar los excedentes ocasionales de Ses Ullals de Gabellí que circulan por el Torrent de Sant Miquel en los acuíferos no costeros de Crestatx y otros.

A3.1.9 Plan Hidrológico Insular de Lanzarote

El Plan Hidrológico de la Isla de Lanzarote (PHLZ, 2014) tiene una notable orientación biológico-ecológica.

Se considera un única MASb y que sólo hay dos acuíferos de tamaño grande: La Corona y Timanfaya, que se corresponden con las formaciones volcánicas más

recientes (Figura A3.1.9.1).

Buena parte de la información sobre agua subterránea es la que se produjo durante el proyecto SPA-15 (SPA-15, 1975) y que está contenida en buena parte en un informe específico, aunque no se menciona directamente. La extracción de agua subterránea, que

en 1972 era de 0,36 hm³/año, ahora es posiblemente de 0,2 hm³/año, con lo que para una recarga estimada de 3,5 hm³/año el índice de explotación IE, que era de 0,1, ahora es de 0,06. La diferencia entre la recarga y la extracción es descarga insular al mar a lo largo de la costa y en especial por los tramos costeros con materiales volcánicos más recientes. No se aporta información sobre la situación de la intrusión marina y sólo se menciona que no hay intrusión marina, según el anterior plan hidrológico.

Aunque hay numerosos pozos en algunas áreas, como los tradicionales de la Vega de Haría, la producción principal es la de las 7 galerías de Famara, de las que sólo han sido productivas 4, con una longitud de 7 km. Se menciona que la producción de las galerías de Famara ha decrecido desde 10,5 L/s en la década de 1970 a 4,6 L/s en 1988 y que hoy es posiblemente de sólo 0,2 L/s, con una salinidad total de 4,5 g/L. Estas galerías de titularidad pública son gestionadas por el Consorcio de Aguas de Lanzarote y actualmente no están en uso a causa de la baja producción y alta salinidad natural.

Se dispone de un único punto de observación del agua subterránea en las proximidades de Yaiza.

La mayor parte del agua disponible, unos 20 hm³/año, se destina principalmente a población, hostelería, comercio y servicios. El uso del agua en agricultura sólo proporciona el 1% de los empleos. El agua disponible es predominantemente de desalinización del agua del mar, con una capacidad instalada de 71.500 m³/día ampliables hasta 89.500 m³/día. En Punta de los Vientos (Arrecife) operan dos unidades de 30.000 m³/día cada una con posible ampliación de 18.000 m³/día. Cerca de las Salinas de Janubio (Yaiza) operan tres unidades con capacidades respectivas de 3500, 4000 y 4500 m³/día. Las salmueras residuales se vierten por emisario.

Adicionalmente hay pequeñas plantas de desalobración privadas para reducir la alta salinidad de las aguas naturales, en especial en Costa Teguise y áreas turísticas, 12 censadas y posiblemente hasta unas 60. No se dice cómo y a dónde vierten las salmueras residuales.

Se recupera el 75% del agua usada y de esta se depura el 86%. El grado de reutilización es pequeño, principalmente para riegos agrícolas en Vega de Machín, Zonzamas y Tías y de áreas verdes.

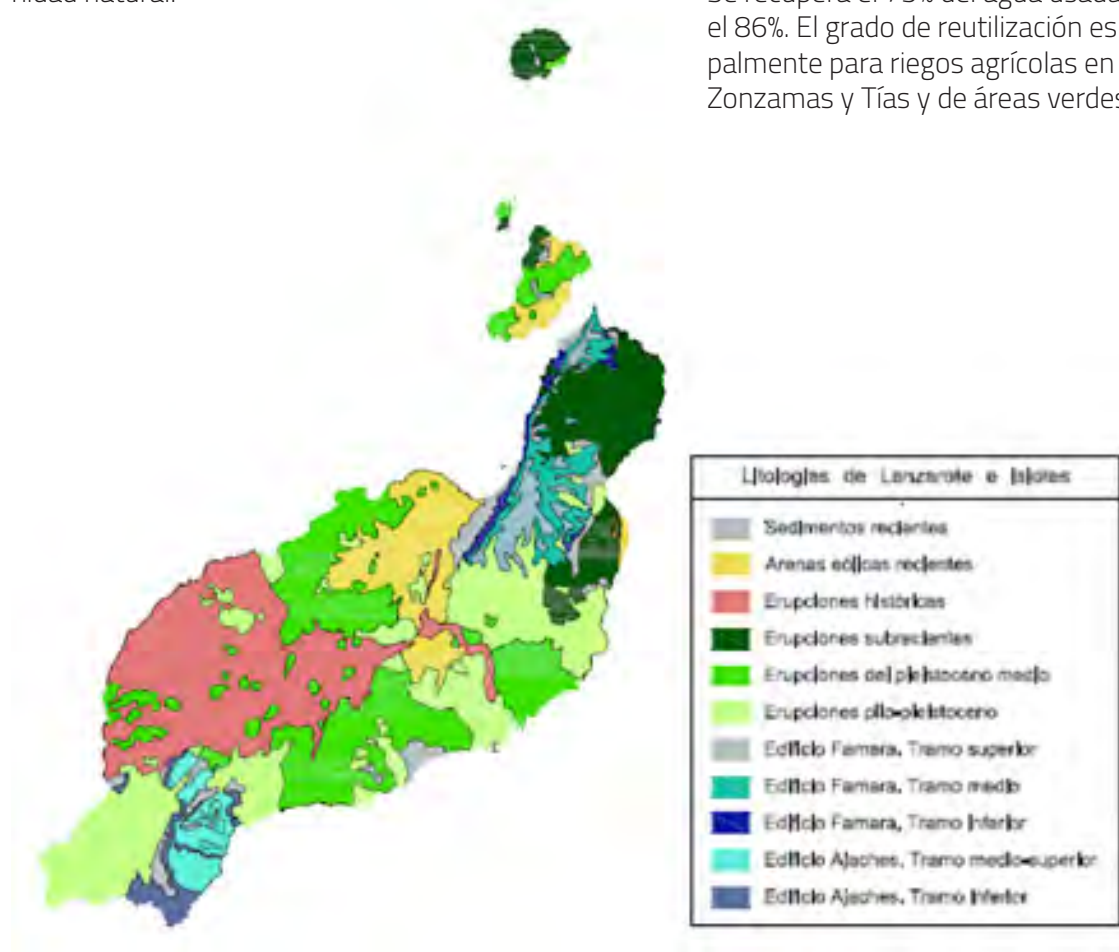


Figura A3.1.9.1 Principales litologías volcánicas

A3.1.10 Plan Hidrológico Insular de Fuerteventura

En el Plan Hidrológico de la Isla de Fuerteventura (PHFV, 2015) se consideran 4 MASb. Se menciona la posible existencia de intrusión marina, sin detalles y sin que se diferencie del fondo altamente salino natural de los acuíferos por razones climáticas. En la versión del PHFV de 1999 se menciona intrusión marina en

Puerto del Rosario, Caleta del Fuste y Morro Jable. El número de captaciones de agua subterránea es elevado y se concentran en el entorno del Macizo de Betancuria, en el centro, y en los valles que parten del mismo hacia el SE (Figura A3.1.10.1). La red de observación no está orientada al área costera.

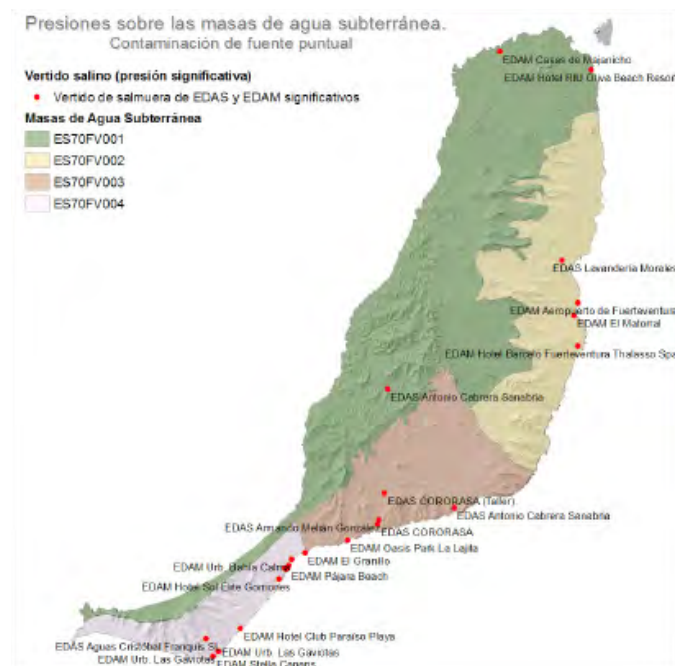


Figura A3.1.10.1 Captaciones de agua subterránea



Figura A3.1.10.2 MASB y ubicación de las plantas de desalinización de agua del mar (EDAM) y agua salobre (desalabradoras, EDAS)

Existen unas 60 desalabradoras de agua subterránea de pozos y sondeos, con descarga de la salmuera residual a redes públicas de evacuación, que existen desde antes de 1999. La capacidad instalada es de casi 4 hm³/año y se destina a usos agrícolas y ganaderos y a abastecimiento urbano.

La capacidad de desalinización de agua marina es de 17,5 hm³/año de iniciativa pública y de 8,9 hm³/año de iniciativa privada. Se destina a uso urbano y turístico.

En la Figura A3.1.10.2 se muestra la ubicación de las plantas de desalinización y de desalabración.

A3.1.11 Plan Hidrológico Insular de Gran Canaria

Se consideran 10 MASb, todas ellas colindando con la costa. En la Figura A3.1.11.1 se muestra cualitativamente la permeabilidad de las formaciones. En los Planes Hidrológicos de la Isla de Gran Canaria no se

considera directamente la intrusión marina hasta el del periodo 2009–2015, en que se cita que existe en las MASb 04 del Este y la 05 del SE, pero se valora la descarga de agua dulce al mar (Tabla A3.1.11.1).

Tabla A3.1.11.1 Balance de agua en las 10 MASb de Gran Canaria, según el PHGC (2009). Valores medios en $\text{hm}^3/\text{año}$

IE = índice de explotación = Extracción/Recurso renovable

Código ES7GC	Zona	Nombre	RP	RRR	RIC	RT	Mar	RR	Ex	IE
ES/GC001	01-NO	Noroeste	1,9	2,1	0,3	8,0	6,2	6,1	4,2	0,69
ES/GC002	02-N	Norte	2,3	1,4	0,3	8,9	9,2	3,7	2,9	0,79
ES/GC003	03-NE	Noreste	3,6	4,1	0,4	7,5	8,4	7,1	3,9	0,55
ES/GC004	04-E	Este	1,8	1,9	0,3	2,5	3,0	3,5	5,6	1,62
ES/GC005	05-SE	Sureste	1,7	3,9	0,5	4,9	-1,7	11,0	9,0	0,81
ES/GC006	06-S	Sur	0,9	4,2	0,4	6,0	-0,6	11,5	5,9	0,52
ES/GC007	07-SO	Suroeste	0,9	1,7	0,4	4,5	1,8	5,7	4,2	0,74
ES/GC008	08-O	Oeste	1,0	0,8	0,5	2,0	1,1	3,2	3,9	1,19
ES/GC009	09-MN	Medianías Norte	53,4	4,4	2,8	-31,7	0,0	29,0	29,0	1,00
ES/GC010	10-MS	Medianías Sur	18,3	0,6	1,3	-12,5	2,6	5,2	5,2	1,00
			85,9	24,9	7,4	0,0	30,0	85,9	73,7	0,86

RP = Recarga por infiltración de la precipitación, hm^3/a ; RRR = Recarga por retornos de riego, hm^3/a ; RIC = Recarga por infiltración de cauces, hm^3/a ; RT = Recarga por transferencia desde otras MASb, hm^3/a ; Mar = Descarga al mar, hm^3/a ; RR = Recurso renovable, hm^3/a ; Ex = Explotación mediante pozos y galerías, hm^3/a ; IE = Índice de explotación



Figura A3.1.11.1 Permeabilidad de las formaciones en términos relativos

La red de observación consiste en 198 puntos de vigilancia y 60 operativos, con frecuencia anual de medida (Figura A3.1.11.2). Con los datos químicos se obtiene la distribución del contenido en cloruros de las aguas subterráneas (Figura A3.1.11.3).



Figura A3.1.11.2 Red de observación

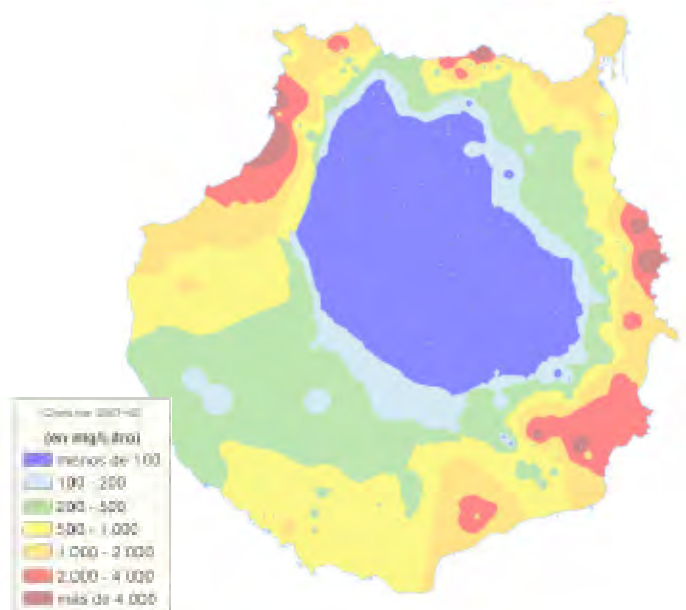


Figura A33.1.11.3 Distribución del contenido en cloruros (mg/L) en las aguas subterráneas

La capacidad de desalinización de agua del mar ha ido creciendo rápida y paulatinamente (Figura A3.1.11.4). Actualmente es de 104 hm³/año (28.000 m³/d), con una producción media de 73 hm³/año (20.000 m³/d). Se trata de 20 plantas de ósmosis inversa (OI), menos las de Piedra Santa, de 36 000 m³/día, que combina OI

y MED (destilación multietapa), de operación costosa, y la del Barranco de Tirajana que es de compresión de vapor (CV). La ubicación de las plantas se muestra en la Figura A3.1.11.5. La Figura A3.1.11.6 muestra la vista aérea de una de las plantas del SE, en un lugar apartado.

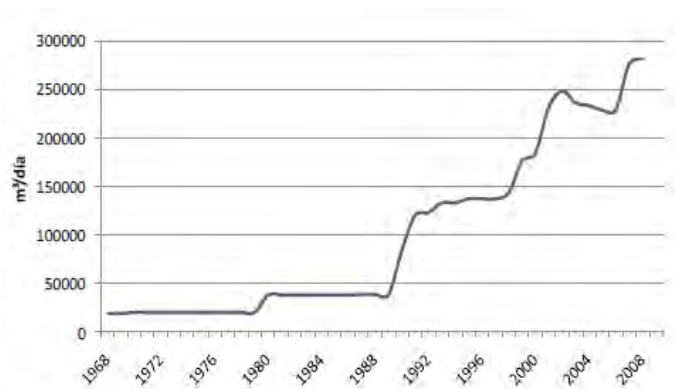


Figura A3.1.11.4 Evolución de la capacidad nominal de desalinización de agua del mar

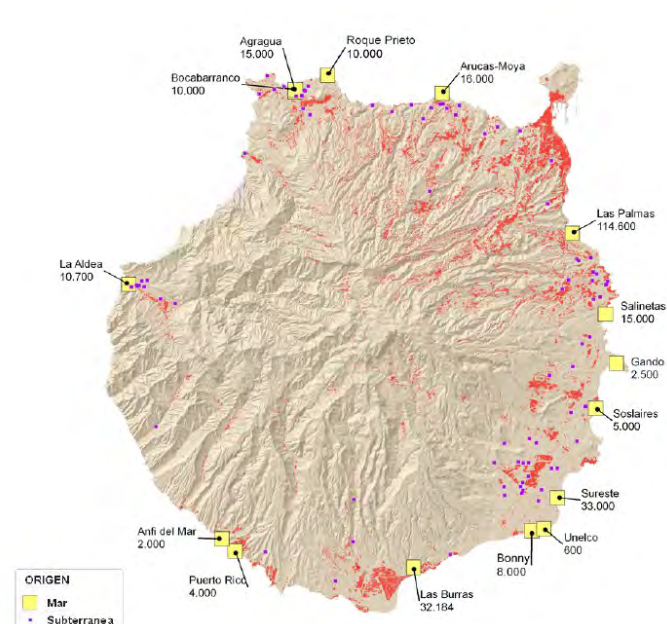


Figura A3.1.11.5 Ubicación de las plantas de desalinización de agua del mar



Figura A3.1.11.6 Vista aérea de una de las plantas del N de desalinización de agua del mar del SE (Roque Prieto, Santa María de Guía), en un lugar apartado

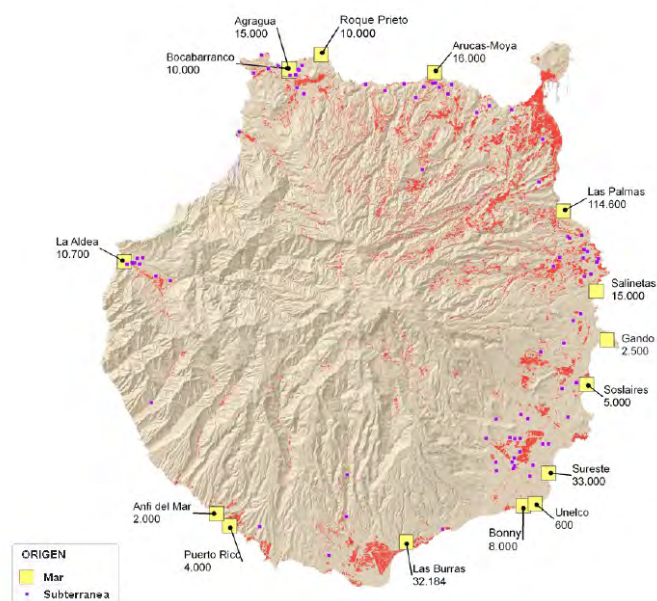


Figura A3.1.11.7 Ubicación de las principales plantas de desalobración

La reutilización directa de las aguas urbanas e industriales servidas tras su tratamiento es de 11,8 hm³/año, de los que 3,8 hm³/año se destinan a riego, 3,3 hm³/año a campos de golf (hay 7, de ellos 2 en el entorno de Las Palmas de Gran Canaria y los otros 5 en el S y SW) y 4,7 hm³/año a usos de jardines, baldeos urbanos y otros. El balance se muestra en la Figura A3.1.11. 8.

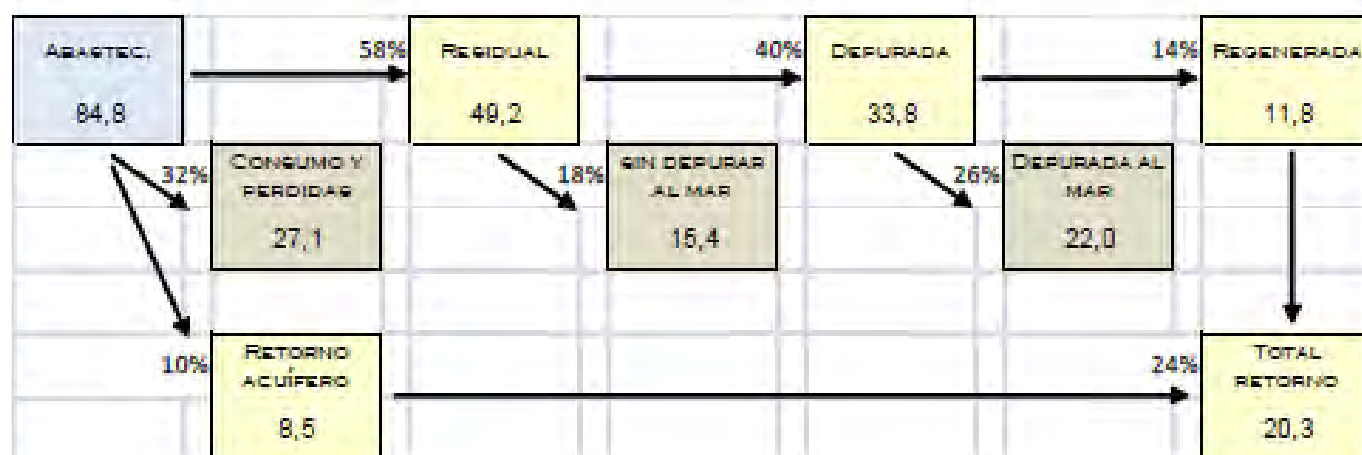


Figura A3.1.11.8 Balance de las aguas de abastecimiento. Valores en hm³/año

A3.1.12 Plan Hidrológico Insular de Tenerife

En los Planes Hidrológicos de la Isla de Tenerife no se detallan los aspectos de la intrusión marina. En el PHTF (2015) se considera la importancia de la salida de agua insular al mar. Se mencionan 3 puntos aislados de posible intrusión marina en el Sur: Ajano, Las Galletas y Charcón. La alta permeabilidad (en realidad debería ser transmisividad) de las formaciones en la costa (Figura A3.1.12.1) favorece la descarga periférica de agua subterránea al mar. La red de observación apenas considera la zona costera.

Figura A3.1.12.1 Permeabilidad de los materiales de la capa superior del modelo de simulación del flujo

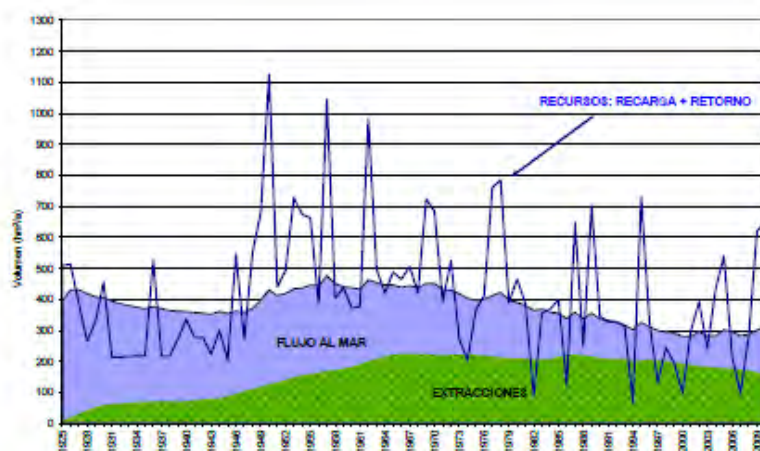
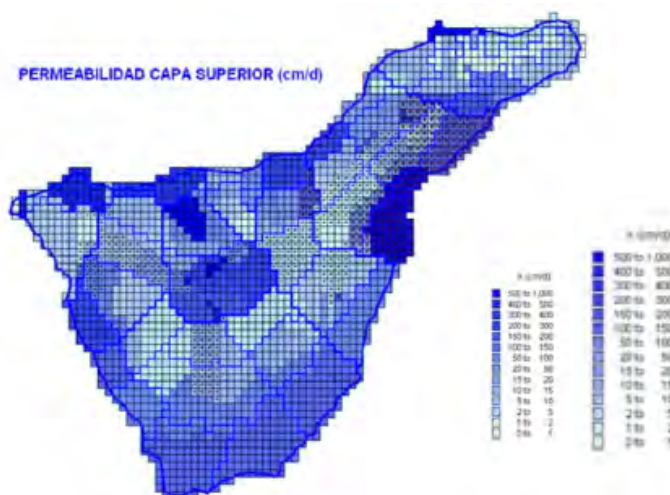


Figura A3.1.12.2 Términos anuales del balance de agua subterránea a partir del modelo de simulación del flujo

El balance medio reciente de agua indica una recarga de la precipitación de $337 \text{ hm}^3/\text{año}$ más $55 \text{ hm}^3/\text{año}$ de retornos de riego, con un total de $392 \text{ hm}^3/\text{año}$. Las extracciones son de $143 \text{ hm}^3/\text{año}$ con unas salidas periféricas al mar de $374 \text{ hm}^3/\text{año}$, o sea una salida total

de $517 \text{ hm}^3/\text{año}$. Esto supone una disminución media de reservas de aguas subterráneas de $124 \text{ hm}^3/\text{año}$. La Figura A3.1.12.2 muestra anualmente el balance de agua subterránea obtenido a partir del modelo de simulación del flujo.

A3.1.13 Plan Hidrológico Insular de La Palma

En el Plan Hidrológico de la Isla de La Palma (PHLP, 2015) se identifican 5 MASb (Figura A3.1.13.1), de las

cuales 3 son costeras. En la Figura A3.1.13.2 se muestra la ubicación de las captaciones.



Figura A3.1.13.1
Situación de las MASb



Figura A3.1.13.2
Situación de los puntos de captación de agua subterránea

Se señala que hay intrusión marina en los acuíferos costeros, en especial en la MASb designada como costera y que rodea toda la mitad norte de la isla. La mitad de los pozos costeros han sido abandonados y los restantes tienen alguna afección por exceso de salinidad, aunque el efecto de salinización desaparece pronto tras el cese de la extracción. Se producen notables descargas de agua subterránea insular al mar.

La mayoría de la red de observación está fuera de las áreas costeras.

Para una recarga de 253 hm³/año se tiene una explotación de 62 hm³/año, o sea un índice de explotación de 0,25.

A3.1.14 Plan Hidrológico Insular de la Gomera

En el Plan Hidrológico de la Isla de la Gomera (PHG, 2002) y su publicación en 2003 en el BOC ni en su versión más actual no se trata la problemática de la intrusión marina para ninguna de las tres MASb conside-

radas). No se considera entre los temas del Esquema de Temas Importantes para el periodo 2015–2021. La demanda bruta de agua es de 8 hm³/año.

A3.1.14 Plan Hidrológico Insular de EL Hierro

En el Plan Hidrológico de la Isla de El Hierro (PHH, 2015) se consideran 3 MASb: Acuífero del Valle de El Golfo (N), Valverde–Zona Oriental (NE) y El Julán–Zona Sur (S y SW). Se identifican 49 captaciones de agua subterránea, de las que 7 están operativas para extraer 2,2 hm³/año de una recarga estimada en 27 hm³/año, o sea un índice de explotación de 0,08.

No se trata la problemática de la intrusión marina para ninguna de las tres MASb consideradas ni se incluye en el Esquema de Temas Importantes 2005–2006 para

el periodo 2009–2015, pero se menciona la intrusión marina como un riesgo de incumplimiento del buen estado de las aguas subterráneas. En el Plan Hidrológico 2005–2006 se menciona la peor calidad del agua subterránea en la parte occidental por salinidad alta además del aporte de CO₂ geogénico. En la MASB de El Julán–Zona Sur casi todos los pozos periféricos tienen afección salina. En la Tabla A3.1.15.1 se relacionan los contenidos en cloruro de los puntos de agua subterráneas de los que se tiene información.

Tabla A3.1.15.1 Contenido en Cl, en mg/L, en diversos puntos de agua subterránea con elevada salinidad en tres campañas de medida (en meq/L en la tabla original del PH 2005–2006)

Captación	1984	1990	2002	Comentario
Agua Nueva	515	605		
La Coruja	523			
Fátima	468	580		
Frontera	23			Recarga central
Teieguate	117			
Los Llanitos	108	593		
Tigaday	58		39	Recarga central
Las Casitas	107	61		
Tanjacote	562		646	
Tamaduste Nuevo	1130		270	Afección en receso
Tamaduste Antiguo	960	94	135	

Captación	1984	1990	2002	Comentario
La Caleta	923		1022	Afección marina
Varadero	304		455	
Timijaraque	505		657	
Ícota	154	500	371	En el SE
El Parador	312			En el E
Los Padrones	40	43	34	Recarga central
Tacorón (galería)	153/357		1080	
Los Jables	185			
El Julián (galería)	46/170		70/210	Recarga
Las Alcusas	437			
El Verdoral	353			

Para el abastecimiento urbano se dispone de una desalinizadora de agua marina cerca de Valverde que está

integrada energéticamente a una central termoeléctrica con bombeo reversible.

ANEJO A3.2. La surgencia sub-marina de “La Falconera” (Garraf; costa catalana)

Instituto de Investigaciones Pesqueras (C.S.I.C.) Antonio Ballester, 1966

Antecedentes

El Dr. M.Faura i Sans, en la explicación de la hoja nº 39 (Vilanova i La Geltrú) del Servei del Mapa Geològic de Catalunya, editado por la Junta de Ciències Naturals de Barcelona (Mancomunitat de Catalunya) cita la resurgencia de la Falconera como uno de los manantiales de origen subterráneo de mayor importancia en el país catalán. Esta surgencia es conocida de muy antiguo y su popularidad no ha decaído con el curso de los años. Los pescadores de las playas de Garraf y Sitges conocían de su potencia gracias a la cual era detectable para cualquier observador que navegase por las aguas litorales de este sector. Actualmente los pescadores submarinos o los simples nadadores playeros hacen frecuentes referencias a la detección de masas de agua dulce, generalmente más fría que la del mar, entre los citados puertos, como es lógico que sea en verano.

El nombre de la Falconera procede del acantilado calizo que se eleva majestuosamente sobre la zona de afloramiento del río subterráneo.

En el curso de los trabajos realizados a principio de si-

glo [siglo XX] bajo los auspicios del conde de Güell para el posible aprovechamiento de sus aguas, el ingeniero S. Thos i Codina, con el concurso de varios geólogos, estableció una premisa del mayor interés: la salida de agua dulce se verifica por debajo del nivel del mar, a una profundidad en aquél entonces desconocida y el curso superficial es en realidad un vertedor fluctuante del excedente entre el caudal del río subterráneo y la capacidad de trasiego de las fracturas que dan paso a los afloramientos de agua dulce submarina.

M. Faura i Sans no describe el método empleado para la valoración del caudal de esta emergencia pero estima que no es inferior a un metro cúbico por segundo, lo cual equivale a unos 86.000 m³ por día. Aguas arriba del curso superficial del río subterráneo la influencia decreciente pero considerable de las aguas mediterráneas se deja sentir. A cinco metros de la desembocadura contienen un 5% de agua de mar. A cuarenta metros el contenido es solamente del 2%.

El Dr. Norbert Font i Sagué intentó encontrar el curso de estas aguas subterráneas adentrándose en las pro-

fundidades de las simas que son tan frecuentes en el macizo de Garraf. Ciertamente esta actividad impulsó extraordinariamente la naciente actividad espeleológica en Cataluña, pero no alcanzó los objetivos propuestos.

Consideraciones geológicas

La antigua bahía que actualmente ocupa el Penedés se rellenó en la época Terciaria. Actualmente existen vestigios de esta estructura fundamental que condicionan los cursos subterráneos de la zona. Al Sur del Penedés existe una larga falla que cierra los estratos terciarios cerca del contacto con los secundarios, la cual bien podría ser que actuara como un conducto de las aguas subterráneas. Según esto, por debajo de los sedimentos miocénicos circularían cursos de agua que, al llegar al macizo de Garraf, condicionarían el curso subterráneo de la Falconera. N. Llopis considera, por el

Otros esfuerzos posteriores fracasaron, entre ellos los intentos de Faura i Sans y también los últimos de esta época a cargo de Rafel Amat (1923).

contrario, que la cuenca de alimentación de esta resurgencia se hace exclusivamente a expensas del poljé de Begues (Noel Llopis Lladó 1941 y 1947).

La resurgencia de la Falconera no es la única a lo largo de la costa comprendida entre Sitges y Garraf. Se citan diversos afloramientos, además de éste que es el principal, destacando el denominado "Aiguadolç" de Sitges, localizado en las playas orientales inmediatas a esta localidad (Fig. 1).

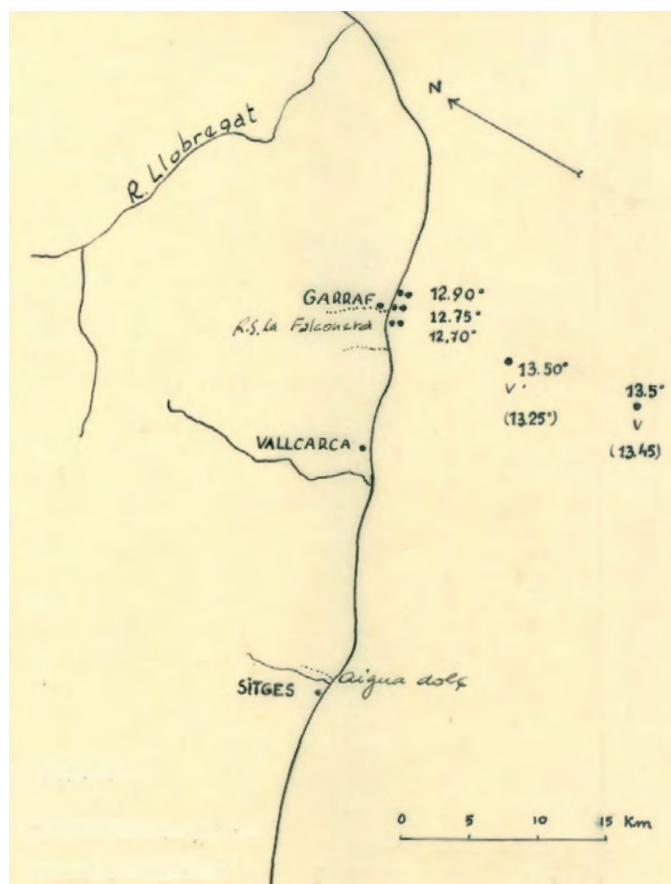


Fig. 1. Temperaturas en °C el 12 Enero 1966

Exploraciones modernas

A fin de establecer el curso subterráneo de la Falconera, completando la carta debida a Rafael Amat (Fig. 3), se verificaron hace algunos años diversos intentos.

De entre ellos destaca el del Dr. Noel Llopis, el cual recorrió el curso subterráneo accesible intentando buscar a pulmón libre en el último "pozo" señalado por

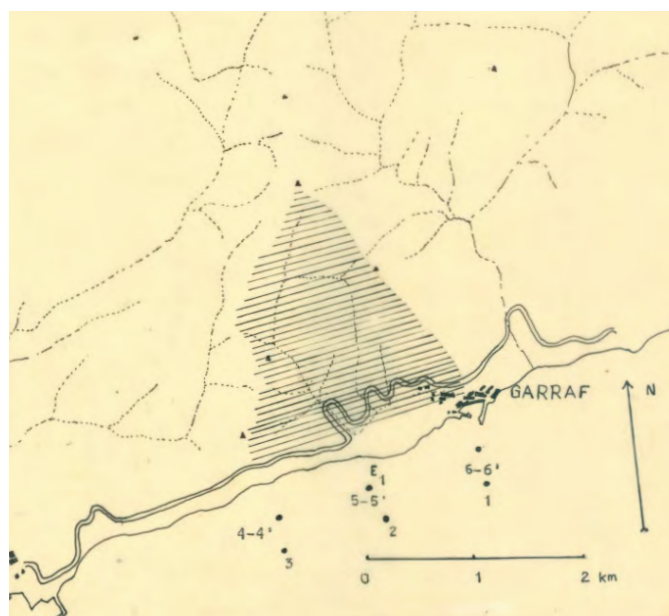


Fig. 2.

Amat en su carta. A fin de establecer la profundidad de sus aguas hizo varios intentos utilizando diversos artefactos, sin conseguirlo. En Abril de 1954 el autor, acompañado de D. Eduardo Admetlla, efectuó diversas exploraciones subacuáticas con un *acualung Cousteau-Gagnan* y en un bibotella dotada de un regulador semiautomático construido según diseño del propio Admetlla. Buscábamos el curso alimentador de esta surgencia y pensábamos que podía estar situado detrás de un sifón más allá del cual las aguas serían potables. Así pues, nadamos aguas arriba del curso subterráneo de igual manera que hiciera años atrás el Dr. Llopis. Pero esta vez equipados con aparatos que nos permitían una autonomía de buceo próxima a los 45 minutos, traje isotérmico y focos estancos improvisados por nosotros pero que respondieron positivamente. Suprimimos la cuerda guía por estimarla excesivamente peligrosa en un curso

subterráneo probablemente laberíntico y disponiendo de limitadas posibilidades de iluminación. El resultado de estas exploraciones se ilustra en la Fig. 4. El Pozo A se comunica con el B. Más tarde se ha comprobado que existe comunicación viable con el C. Una serie de grietas permiten el trasiego de aguas entre el sistema subterráneo y el mar (E_1 , E_2 , E_3). Encontramos amplias cavidades situadas probablemente en los cruces de las líneas de fractura y pasos angostos que eran dificultosamente superables. La prospección terminó en el punto D (-25 metros) después de hacer recorrido unos centenares de metros por las salas y galería del complicado sistema hidráulico. En este punto detectamos una considerable corriente hacia el interior constituida probablemente por agua alta salinidad procedente del mar; en él las salas desaparecían y el conducto subterráneo tomaba el aspecto de un túnel estrechándose en embudo.

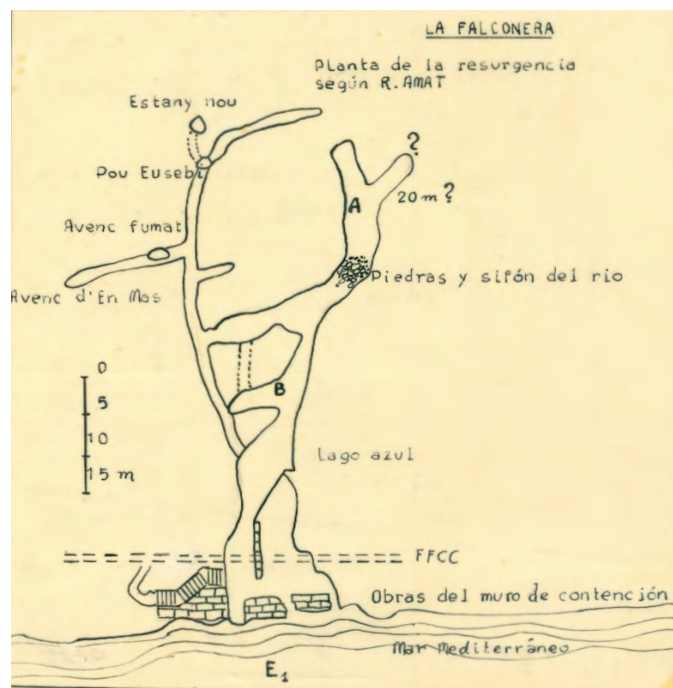


Fig. 3.

En Julio de 1963, D. Francisco Sibila dirigió otra expedición que partió del pozo artificial C construido en el torrente de la Mala Dona para ensayar la extracción de agua potable. El equipo de Sibila alcanzó el punto E (30 metros bajo el nivel del mar) y estableció la comunicación entre el punto D y el E. El progresivo estrechamiento del conducto previsto por nosotros se confirmó y le impidió proseguir más allá. Observó también la corriente hacia el interior en los niveles inferiores del río. Es probable que, al igual que observaron G. Corroy y otros en la región de Cassis (Les resurgences sous-marines de la region de Cassis, Bull. Inst. Ocean. Mona-

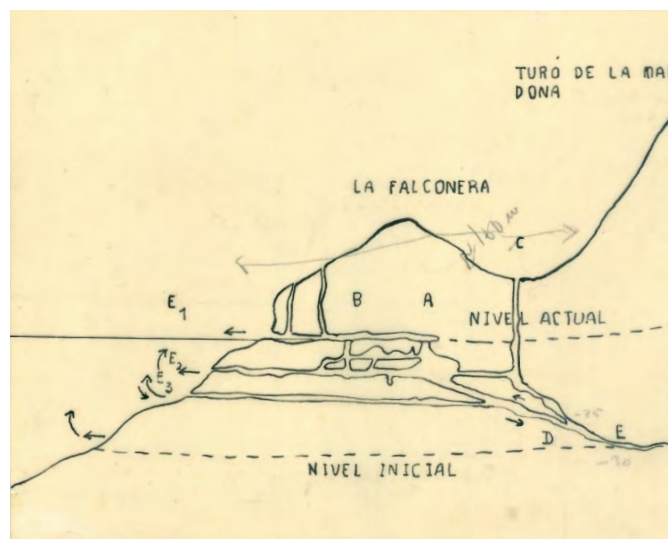


Fig. 4.

co, nº 1131, 27.1958), la salinidad aumenta en profundidad y que una posible extracción de agua potable sea realizable haciendo las tomas en los niveles superiores del curso subterráneo. Desgraciadamente el pozo C ha desaparecido bajo una montaña de peñascos arrastrados al torrente desde las laderas inmediatas. Esta circunstancia dificultará posibles investigaciones futuras en relación con el aprovechamiento de las aguas de la Falconera. La contaminación de los niveles profundos de los sistemas de agua dulce con el agua del mar al cual desembocan es un fenómeno conocido y estudiado (S. Mandel, The mechanism of sea-water intrusion

into calcareous aquifers, Tahal–Water Planning for Israel Ltd., Tel Aviv). De acuerdo con Mandel es probable que el curso del río estudiado esté contaminado en sus niveles inferiores por intrusiones de agua salada que pueden llegar a afectar niveles superiores al del mar.

Estas exploraciones terminaron con resultados negativos en relación con los intentos de determinar el curso de las aguas dulces y su caudal. Es muy probable que para alcanzar estos interesantes objetivos sea necesario recurrir a métodos indirectos (electromagnéticos o inductivos) que fueron utilizados con éxito en un problema de características parecidas según describe G. Cornet y otros (La source sous-marine de Port-Miou, Bureau de Rech. Geol. et Min., Paris. 1964).

Estudios actuales

En el curso de las campañas que el Instituto de Investigaciones Pesqueras (C.S.I.C.) realiza para estudiar la hidrografía del litoral Catalán, el autor ha visitado recientemente en dos ocasiones la zona de la Falconera y aguas colindantes. Las estaciones trabajadas se indican en las Fig. 1 y 2. En todas ellas se determinaron los siguientes parámetros: temperatura (mediante ter-

mómetros reversibles), salinidad (método de Kundsén) y pH (mediante Radiometer modelo PHM 4 c). Los resultados obtenidos se comentan a continuación:

Salinidad.— En las fig. 5 y 6 es posible observar la distribución de la distribución de los valores consignados en la Tabla I.

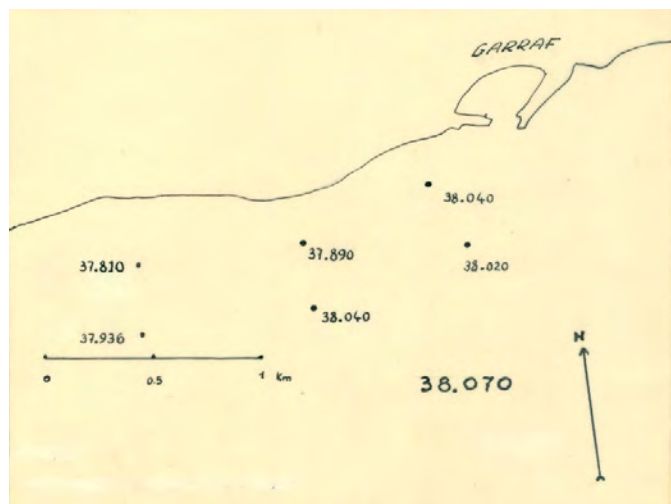


Fig. 5. SALINIDADES en ‰ el 21 Diciembre 1965

El 21 de Diciembre de 1965 se tomaron muestras de superficie en las estaciones del 1 al 6. Los valores mínimos corresponden a la estación 4, con un gradiente negativo en dirección Oeste, influenciado probablemente por el desplazamiento de la corriente marina existente en esta zona en aquella ocasión. La dilución del agua de mar es considerable si tenemos en cuenta la extensión de la zona afectada y los valores de salinidad obtenidos (promedio 37.956%).

El 12 de Enero de 1966 se tomaron muestras de las estaciones 4, 5 y 6 en superficie y a 10 metros de profundidad (est. 4', 5' y 6'). Como puede observarse, las salinidades acusaron un descenso general en relación con el mes anterior (promedio 37.689%). El gradiente

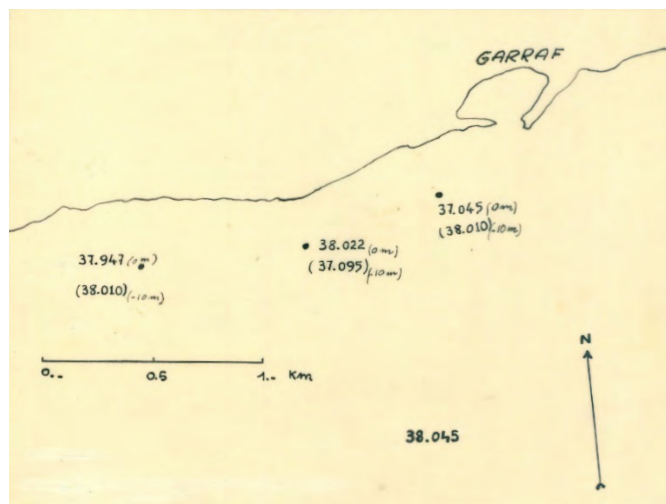


Fig. 6. SALINIDADES en ‰ el 12 Enero 1966

de salinidad es muy acusado entre las estaciones 5 y 5' y entre las estaciones 6 y 6'. Es decir que, en general, el gradiente vertical de salinidad es superior al horizontal. Es de interés observar que mientras en superficie el gradiente de salinidad es de sentido opuesto al observado en Diciembre de 1965, en las muestras de fondo la salinidad aumenta desde la 5' a las 4' y 6' justamente con la misma intensidad.

De todo ello es posible deducir:

- Que la dirección del vertido de agua dulce varía con la de la corriente superficial, la cual está a su vez influida por el régimen de vientos.
- Que, como era de esperar, la difusión de las masas de agua dulce se verifica de acuerdo con su régi-

men de turbulencia, de eficacia muy superior al de difusión molecular.

- c) Que, de acuerdo con las consideraciones geológicas anteriormente expuestas, la masa de agua dulce aflorada es muy superior a la que la reducida cuenca de captación local (área subrayada en la Fig. 2) permite esperar.
- d) La variación sufrida por los índices de salinidad en un lapso de tiempo relativamente reducido indica la posibilidad de grandes cambios estacionales que obligan a un estudio continuado durante algunos años antes de poder establecer conclusiones.

Distribución de las temperaturas.— Las temperaturas fueron tomadas solamente en la última visita a las estaciones. Se hallan consignadas en la Tabla II.

Anteriormente indicábamos que los gradientes verticales de salinidad son muy superiores a los incrementos horizontales, lo cual indica que existe una estructura estratificada. No obstante, las temperaturas de

la zona de afloramiento son sensiblemente inferiores a las temperaturas superficiales observadas en las estaciones V' y V situadas a 5 y 12 millas aproximadamente de la Falconera. Al respecto hay que destacar la uniformidad térmica de la superficie del mar en esta época. También es preciso considerar que un aporte de 50.000 m³/hora de agua de temperatura inferior en 10 grados a la del mar no alcanzaría a hacer descender más allá de 0,05 grados la masa de agua considerada. Y por supuesto la estimación del caudal de la Falconera es inferior al citado, así como la diferencia de temperatura entre las aguas del mar y las del afloramiento.

Por tanto hay que pensar en la posibilidad de un movimiento de afloramiento litoral (actualmente en estudio) de las aguas del mar, que acabaría de complicar el ya de por sí excesivamente complejo esquema apuntado (Ver fig. 1).

Distribución de los valores de pH.— Están consignados en la Tabla III y representados en las Fig. 7 y 8.

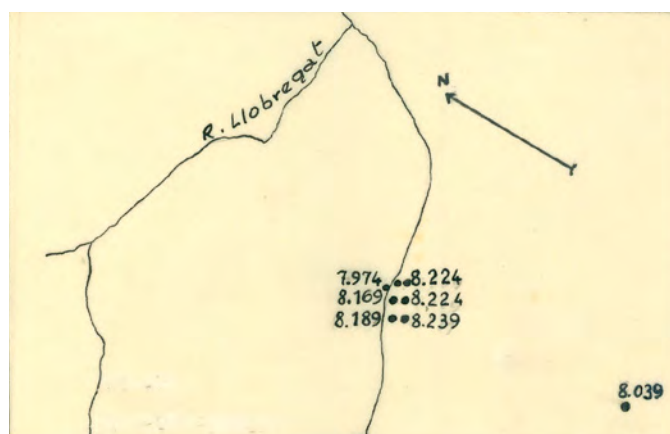


Fig. 7. pH el 21 Diciembre 1965

Dentro de la irregularidad en la distribución de los valores de pH se observa una tendencia a aumentar al alejarnos de la costa. Ello puede obedecer al afloramiento de aguas procedentes de los niveles marinos profundos que ya anteriormente hemos considerado como la posible causa de las bajas temperaturas detectadas en las aguas de la porción de costa estudiada.

Gradientes de salinidad.— Utilizaremos la siguiente expresión para definir este concepto:

$$G_{m,n} = \frac{\Delta S \cdot 10^4}{\Delta h}$$

en la que $G_{m,n}$ es el gradiente de salinidad entre dos puntos definidos por las letras m y n. ΔS y Δh indican el

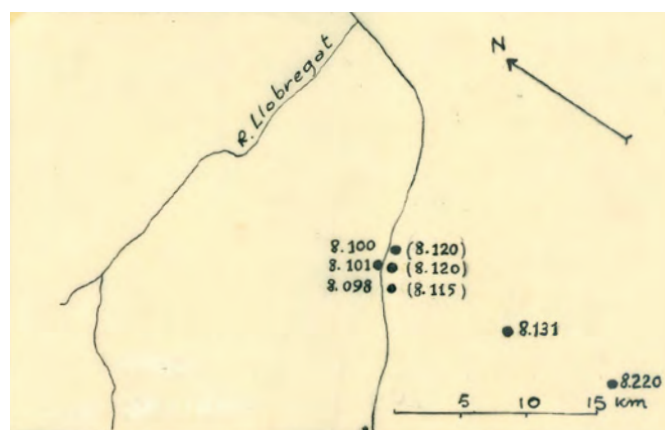


Fig. 8. pH el 12 Enero 1966

incremento de salinidad y la distancia entre un punto arbitrariamente elegido (la estación 5 en este caso) y los demás puntos muestreados. Los valores obtenidos se consignan en la Tabla IV. De nuevo la irregularidad en la distribución de los gradientes hace pensar en el carácter turbulento de los mecanismos de difusión de las aguas afloradas.

Estimación del caudal de la resurgencia.— Se ve inmediatamente que las dificultades para la evaluación que intentamos son muchas y de difícil solución. En primer lugar disponemos de pocos datos para determinar los coeficientes de difusión turbulenta. En segundo lugar está el carácter estacional del fenómeno. Finalmente

hay que considerar que las aguas del mar que reciben las aguas afloradas están a su vez en movimiento debido a las corrientes superficial y sub-superficial, en las que pueden incidir mecanismos de afloramiento de las aguas costaneras (upwelling).

Tomando datos de H. Lacombe (Contribution a l'étude de hydrologique de la mediterranée occidentale, Bull. D'Inf. du Com. Centr. d'Océan. et d'Et. des Côtes, VI, 1, 1954) y de nuestra propia experiencia hemos considerado aceptable estimar el desplazamiento de las aguas litorales, sensiblemente paralelo a la costa, en 900 metros por hora. La masa de agua de mar que hemos estudiado se renovaría, por tanto, cada dos horas aproximadamente.

Por otra parte hemos procedido a promediar (lo cual entraña una convencionalidad nada despreciable pero igualmente inevitable en la actualidad) las salinidades obtenidas en la zona estudiada, cuyo volumen calculamos en $2 \cdot 10^{10}$ litros aplicable al promedio de 21 de Diciembre 1965 y $8 \cdot 10^9$ litros aplicable al del 12 de

Enero 1966 ($2000 \times 500 \times 20 \text{ m}^3$ y $2.000 \times 200 \times 20 \text{ m}^3$, respectivamente).

Se ha calculado el volumen aflorado por hora mediante la ecuación:

$$S_m - \Delta S_m = \frac{V_m S_m + V_r S_r}{V_m + V_r}$$

Siendo $S_r = 0$

S_m = Salinidad de las aguas superficiales mediterráneas determinada en las estaciones V' y V situadas a 5 y 12 millas de la costa respectivamente.

V_m = Volumen de agua de mar en la zona considerada.

V_r = Volumen de agua aportado por el río subterráneo.

Se han obtenido los siguientes resultados:

Caudal del río subterráneo en 21 Diciembre = $2,6 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$

Caudal del río subterráneo en 12 Enero = $3,8 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{h}$

Si bien estas cifras se citan solamente a título de orientación, es posible que sean útiles para poner en evidencia el orden de magnitud del fenómeno.

Conclusiones

- I) Al pié del acantilado de la Falconera existe una cueva natural que ha sido labrada por el curso superficial del río subterráneo del mismo nombre. Una parte de las aguas que conduce son vertidas al mar en este lugar de la costa. Otra parte, probablemente la más importante, se mezcla con las aguas del Mediterráneo a través de fisuras de diversa sección (llegan a permitir casi el paso de un buceador con todo su equipo) que cubren una amplia extensión entre 10 y 20 metros de profundidad.
- II) El régimen de mezcla se verifica mediante un mecanismo de turbulencia con predominio del intercambio horizontal (lateral) sobre el vertical.
- III) En 1954 el autor verificó una serie de inmersiones en el conducto subterráneo que terminaron a 25 m bajo el nivel del mar cuando el conducto de agua dulce seguido (probablemente el principal) se estrechaba y bifurcaba, haciéndose casi impracticable. Una corriente de fondo hacia el interior del sistema

fue detectado interpretándose como un fenómeno de mezcla de agua salada procedente del mar con las aguas dulces que aflorarían predominantemente en niveles altos.

- IV) En el curso del Programa de Hidrografía de la Costa Catalana que realiza el Instituto de Investigaciones Pesqueras (C.S.I.C.) y al cual pertenece el autor, ha sido visitada por dos veces, recientemente, la zona de resurgencia, determinando valores de los parámetros salinidad, temperatura y pH en superficie y a 10 m de profundidad.
- V) Estimando la corriente litoral mediterránea en esta zona en 900 m por hora, se ha calculado el orden del caudal de la resurgencia. El resultado ha sido $2,6 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{hora}$ en 21 de Diciembre 1965 y $3,8 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{hora}$ en 12 Enero 1966. El carácter fluctuante del caudal y su orden de magnitud hacen aconsejable un estudio continuo durante varios años antes de llegar a conclusiones definitivas.

Tabla I

Est.	Salinidad % el 21 diciembre 1965	Salinidad % el 12 enero 1966
1	38.020	-
2	38.040	-
3	37.936	-
4	37.810	37.947
5	37.890	38.022
6	38.040	37.045
4'	-	38.010
5'	-	37.095
6'	-	38.010
V	38.070	38.045

Tabla II

Est.	Temperatura el 21 diciembre 1965	Temperatura el 12 enero 1966
4	-	12.7
5	-	12.75
6	-	12.9
V'	-	13.5
V	-	13.5

Tabla III

Est.	pH el 21 diciembre 1965	pH el 12 enero 1966
1	8.224	-
2	8.224	-
3	8.239	-
4	8.189	8.098
5	8.169	8.101
4'	-	8.155
5'	-	8.120
6'	-	8.120
V'	-	8.131
V	8.039	8.220
6	7.974	8.100

Tabla IV

Gradiente de salinidad el 21 diciembre 1965	Gradiente de salinidad el 12 enero 1966
$Q_{5,4} = -1.33$	$Q_{5,4} = -0.13$
$Q_{5,6} = 0,23$	$Q_{5,6} = -0.04$
$Q_{5,2} = 0,50$	$Q_{5,5'} = -92-70$
$Q_{5,3} = 0,07$	$Q_{5,4'} = -0.02$
$Q_{5,1} = 0,20$	$Q_{5,6'} = -0,02$

Bibliografía

- G. Cornet y otros. Bureau de Recherches Geologiques et Minieres. PARIS. 1964.
- G. Corroy y otros. Les résurgences sous-marines de la région de Cassis. Bull. Inst. Ocean. 1131, 7. MONACO. 1958.
- H. Lacombe y otros. Contribution à l'étude hydrologique de la Méditerranée Occidentale. Ext. du Bull. d'Inf. du Com. Centr. d'Océan. et d'Etude des Côtes, VI, 1954.
- S. Mandel. TAHAL-Water Planning for Israel Ltd. TEL AVIV.
- Sverdrup-Johnson-Fleming. The Oceans. Prentice-Hall, Inc. NEW YORK. 1952.
- N. Llopis. Morfología e hidrología subterránea de la parte oriental del macizo cárstico de Garraf. Estudios Geográficos. Madrid, 1941.
- Morfoestructura de los Catalánides. C.S.I.C. Inst. L. Mallada. Barcelona, 1947.

Capítulo 4. Aspectos medioambientales de los acuíferos costeros.

Preámbulo

Se analiza la existencia de humedales costeros y su importancia, así como el importante papel de la descarga de agua dulce continental o insular en el mar litoral. Se incluyen los actuales vertidos de salmueras y aguas salinas de las plantas de desalinización y desalobración. Se comenta el efecto del aumento progresivo del nivel del mar. Se aportan comentarios sobre los principales humedales costeros españoles de la costa mediterránea y de las islas.

Índice

- 4.1 Consideraciones generales
- 4.2 Importancia de los humedales costeros
- 4.3 Descarga de agua subterránea al mar
- 4.4 Efectos en el acuífero por cambio de las condiciones en el territorio costero
- 4.5 Efectos ambientales en las aguas litorales
- 4.6 Efecto del incremento del nivel del mar
- 4.7 Efectos ambientales costeros en relación con el cambio climático y global
- 4.8 Humedales costeros relevantes de la costa mediterránea e insular española
- 4.9 Agradecimientos
- 4.10 Referencias

Resumen

Las áreas costeras presentan especiales particularidades medioambientales por tratarse de una franja continental bordeada por el mar y el océano en la que por un lado se depositan sedimentos, se producen complejas interacciones tierra-mar-aire, los procesos biológicos suelen ser relevantes y están sometidas a las fluctuaciones del nivel del mar en el pasado y lo están actualmente por el lento progresivo aumento del mismo. Tienen una notable importancia humana como asentamiento poblacional y de turismo, de producción terrestre, marina y litoral de alimentos, de ocupación industrial, de posible generación energética y de transporte terrestre y marítimo.

Debido a los procesos regionales y locales del agua subterránea, los humedales costeros muestran un amplio abanico de tipologías naturales, tales como manantiales, áreas de rezume, espacios interdunares, lagunas costeras, marismas, cursos de agua abandonados, lagunas y charcos deltaicos, arroyos y barrancos secos, turberas, lodazales y salares. Mayormente son el resultado de procesos geológicos. Muchos de los humedales artificiales costeros, tales como salinas, arrozales, canales excavados y balsas también deben su existencia al agua subterránea. Todos ellos son frecuentes en la costa española mediterránea e insular.

En los humedales costeros relacionados con el agua subterránea, muchos servicios derivan o están soportados por la existencia de aportes de agua subterránea, debido a su papel regulador de la variabilidad hidrológica. El entendimiento de la interacción agua subterránea-humedal supone establecer un modelo hidrológico-hidrogeológico conceptual de detalle que al mismo tiempo esté enmarcado espacialmente, a una escala más general, en el área de captación dentro de una cuenca hidrográfica o un acuífero. La comprensión de la interacción humedal-bienestar humano requiere identificar, conocer y evaluar los bienes y servicios que brindan esos ecosistemas.

La descarga de agua subterránea al mar tiene un importante papel ecológico litoral y modifica la composición de las aguas costeras inmediatas. El agua descargada al mar es en general una mezcla de agua continental o insular con agua marina. En situaciones muy dinámicas, como en costas de baja pendiente y grandes recorridos de marea, la fracción de agua marina en la descarga puede ser mayor que la de agua dulce continental o insular. La marea es un inductor de

flujo. La descarga puede hacerse en una amplia franja, con lo que se puede llegar a producir una zonación. Esto influye en las condiciones hidroquímicas y en especial en las bioquímicas. El efecto de marea se atenúa hacia el interior del acuífero.

La descarga de agua subterránea dulce al mar puede ser relevante en cuanto al mantenimiento de ecosistemas y sus servicios. Se trata de humedales de alta productividad biológica. Esta descarga produce cambios en la salinidad en estuarios y aguas litorales. Además, las descargas concentradas en la costa y fondo marino son la razón de la existencia de vegetación y fauna especiales, algunas de ellas de alto valor ecológico y económico. Así, la frecuente calificación de “pérdida de agua dulce al mar” para calificar a la descarga de agua continental o insular en la costa por muchas personas, es una visión parcial y sesgada por un utilitarismo inmediato y desconocimiento de la importancia de los procesos litorales.

En general, el agua continental o insular aportada al litoral es más rica en nutrientes que el agua marina, principalmente N y P. Esto afecta a las condiciones biológicas de las aguas litorales, que primariamente se manifiesta en las algas y en las praderas de posidonia. También afecta la salinidad, temperatura y pH del agua aportada y la que resulta de la mezcla. El agua subterránea puede jugar un importante papel en el aporte de nutrientes. Sin embargo, su papel suele pasar desapercibido o no recibe suficiente atención como para medirlo.

Los cambios ambientales actuales y potenciales en la costa generan riesgos asociados, con disminución de las funciones de soporte de los ecosistemas y pérdida de servicios ecosistémicos. Es especialmente importante la notable alteración de numerosos acuíferos costeros debido a las extracciones para usos humanos y a obras en el litoral que implican drenajes o la creación de barreras.

Las extracciones de agua subterránea del acuífero costero reducen la descarga de agua dulce al mar, con cierto retraso y amortiguación de las fluctuaciones. Las consecuencias pueden ser un descenso de niveles freáticos (aun descensos de pocos cm pueden tener impacto sobre los humedales) y de la salinidad y aporte de solutos y nutrientes a las aguas marinas litorales. Las aguas marinas pueden ser deficitarias

en nutrientes o en alguno de ellos, o contenerlas en exceso, como en el caso de acuíferos con notable contaminación agrícola o urbana, a veces con capacidad de producir grandes crecimientos de algas microscópicas que afectan a la calidad de las aguas litorales y a su productividad. Un déficit de P hace que los excesos de N no perturben en exceso.

En algunos lugares, actualmente puede tener gran relevancia el vertido de salmueras residuales de las plantas costeras de desalinización y de las de desalabración que se alimentan con agua subterránea local. Estas salmueras pueden tener solutos y nutrientes del agua de alimentación, concentrados, y contaminantes derivados de los distintos pre-tratamientos y post-tratamientos y de las actividades de limpieza. Además, pueden tener temperatura diferente a la del mar y sobre todo son generalmente más densas. Si no se asegura su debida dilución, pueden afectar a la ecología litoral.

En las costas españolas mediterráneas e insulares existe un buen número de humedales, de pequeño

y mediano tamaño y dos de mayor tamaño, que son el delta del Ebro (Ebre) y el Mar Menor, aunque el Mar Menor no es propiamente un humedal sino una albufera. Tienen diferente estado de conservación y algunos tienen un notable impacto antrópico y sus servicios han menguado, aunque pueden tener un notable interés como atractivo turístico por su avifauna y paisaje. Tales son por ejemplo los Aiguamolls del Empordà, los Estanys del delta del Llobregat, la Albufera de Valencia y S'Albufera de Mallorca. Todos ellos están considerados de algún modo en los Planes Hidrológicos de las distintas Demarcaciones Hidrográficas o Fluviales, aunque no se llega a detallar su valor ecológico y de servicios y de muchos de ellos apenas se dan detalles, salvo alguna consideración –frecuentemente pobre– de descargas a respetar para mantener su existencia como cuerpos de agua, no necesariamente como sistemas de relevancia ecológica. Algunos humedales costeros son sitios Ramsar: 2 en Cataluña, 6 en Valencia, 1 en Murcia, 2 en Almería y 1 en Mallorca. No hay humedales significativos que dependan de algún modo del agua subterránea, ni en Baleares, excepto S'Albufera de Mallorca, ni en Canarias.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Las actualizaciones sólo se han hecho cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener en ocasiones problemas de interpretación de las fuentes, de conocimiento de las situaciones locales o de no suficiente especialización del redactor.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios.

4.1 Consideraciones generales

Las áreas costeras presentan especiales particularidades medioambientales por tratarse de una franja continental bordeada por el mar y el océano en la que, por un lado, se depositan sedimentos, se producen complejas interacciones tierra-mar-aire, los procesos biológicos suelen ser relevantes y está sometida a las fluctuaciones del nivel del mar en el

pasado. Por otro lado tienen una notable importancia humana como asentamiento poblacional y de turismo, de producción terrestre, marina y litoral de alimentos, de ocupación industrial, de posible generación energética y de transporte terrestre y marítimo.

La costa ha cambiado notablemente a lo largo del

tiempo y sigue haciéndolo. En el momento actual, la fuerte ocupación humana de la costa hace que su dinámica afecte grandemente a los establecimientos poblacionales, industriales, agrícolas y de transporte. Esta situación no era tan acusada y encajada en tiempos anteriores. Esto hace que actualmente los fenómenos naturales y la dinámica costera puedan provocar daños importantes y que para reducirlos o mitigarlos se diseñen costosas obras de protección. Con cierta frecuencia, estas obras son de utilidad limitada o incluso negativa, en sí mismas o en cuanto a los efectos sobre otras áreas u otros aspectos.

Varios aspectos tienen especial relevancia en relación con las frecuentes notables extracciones de agua subterránea, drenajes y obras, que modifican las relaciones entre las aguas superficiales y las subterráneas y afectan a la recarga a los acuíferos. Buena parte se exponen en los Capítulos 2 y 3 en sus aspectos físicos e hidrológicos y en los Capítulos 6 y 8 en su vertiente socio-económica. Aquí se pone mayor énfasis en los humedales y en los efectos y servicios ecosistémicos de la descarga de agua continental o insular al mar, dentro de lo que recientemente viene llamándose hidroecología (Aldous y Bach, 2014) y ecohidrología (De la Hera et al., 2016). Con frecuencia se trata de modificaciones e impactos que se desarrollan lentamente y se trasladan y perduran en el tiempo, incluidas generaciones humanas futuras, aunque puede que éstas no tengan memoria de cómo eran las situaciones precedentes, de modo similar a lo que sucede con la generación actual respecto a las precedentes. Esto plantea una problemática no bien resuelta en lo que respecta a la posible restauración y los costes asociados, aunque debe considerarse hasta dónde es ético y moral consumir

el patrimonio natural, modificar el patrimonio futuro y privar a las nuevas generaciones de los beneficios ecosistémicos de los que hoy se dispone. Los servicios ecosistémicos y su protección y conservación puede abordarse en su componente económica (Gómez-Baggethun et al., 2010; Spash, 2000; Pongkijvorasin et al., 2010; Duarte et al., 2010; Foster et al., 2006), pero ni es algo simple ni hay consenso en la metodología a adoptar ni en cómo deben interpretarse los resultados bajo una perspectiva ética.

Bajo el concepto de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GWP, 2000), que se comenta en la Sección 8.1 del Capítulo 8, las interacciones agua superficial-agua subterránea se refieren a las hidrológicas (Schoth y Winter, 2006) y también y en especial a las de los sistemas natural y humano. La integración puede ser considerada bajo dos categorías básicas: 1) el sistema natural, con su importancia crítica para la disponibilidad y calidad de los recursos y 2) el sistema humano, que fundamentalmente determina el uso de los recursos naturales, la producción de residuos y la contaminación.

En lo que sigue se trata de forma general la importancia de los humedales costeros y la descarga de agua subterránea al mar, para después comentar las condiciones de la zona costera en sus aspectos de tierra firme y de las aguas litorales, incluyendo la franja de transición y los efectos asociados a las fluctuaciones y al cambio climático y como consecuencia de la posible subida del nivel del mar. Al final se hace un breve inventario de las condiciones en las áreas costeras mediterráneas de la Península Ibérica y de los archipiélagos españoles.

4.2 Importancia de los humedales costeros

Uno de los aspectos fundamentales del ciclo del agua en la Tierra corresponde a las interacciones entre la superficie y el subsuelo. Estas interacciones son más evidentes e importantes en los humedales vinculados al agua subterránea. Los humedales son rasgos del territorio que se caracterizan por la presencia permanente o temporal de una lámina de agua somera o un nivel freático a poca profundidad, con gran productividad vegetal, ricos en fauna y con elevada diversidad de especies. Las definiciones que se han dado son diversas y han ido evolucionando en el tiempo, de modo que actualmente, bajo la denominación de humedal, se cobija una amplia variedad de situaciones, como las

de la definición del convenio Ramsar (Ramsar, 2011). Ayuda a centrar el concepto una antigua definición que especificaba que un humedal es una acumulación de agua superficial o muy somera que no es un río (en el sentido que la velocidad del agua en el humedal es imperceptible o pequeña y los límites con el terreno firme son difusos) ni un lago (en el sentido de pequeña profundidad de agua y falta de estratificación térmica con cambios estacionales) y en algunos casos constreñida por la condición de que en ellos pueda alimentarse la avifauna. Pero hoy el concepto es más amplio.

Muchos humedales están relacionados con el agua

subterránea y dependen de ella parcial o totalmente, de modo que cualquier acción en cuanto a explotación del agua subterránea puede afectar al funcionamiento de los humedales e incluso a su existencia. En el conjunto de humedales, los situados en áreas costeras son los que más probablemente están en relación con el agua subterránea, debido a que:

1. los niveles freáticos están más próximos a la superficie del terreno y el agua subterránea alimenta temporal o permanentemente las depresiones topográficas que puedan existir
2. en las áreas costeras descargan las aguas subterráneas que siguen líneas de corriente de media y gran escala, o sea, de sistemas de flujo intermedios y regionales.

Otros humedales costeros corresponden a la existencia de flujos de agua subterránea ascendente desde partes inferiores u otros acuíferos profundos.

Debido a los procesos regionales y locales del agua subterránea, los humedales costeros muestran un amplio abanico de tipologías naturales, tales como manantiales, áreas de rezume, espacios interdunares, lagunas costeras, marismas, cursos de agua abandonados, lagunas y charcos deltaicos, arroyos y barrancos secos, turberas, lodazales y salares (Manzano et al., 2002; Bertrand et al., 2012). Mayormente son el resultado de procesos geológicos, tales como movimientos tectónicos, erosión, procesos deltaicos, de estuario y eólicos, de sedimentación costera, etc. Muchos de los humedales artificiales costeros, tales como salinas, arrozales, canales excavados y balsas también deben su existencia al agua subterránea. Todos ellos son frecuentes en la costa mediterránea de la Península Ibérica y de las islas.

Los humedales representan uno de los ecosistemas más productivos al albergar una amplia diversidad biológica y de fuentes de agua. Los humedales tienen una alta productividad vegetal y alta diversidad de especies y son ricos en fauna salvaje.

Por servicio ecológico (ecosistémico) se entiende aquella función o proceso que ocurre de manera natural en un ecosistema y que es aprovechado de alguna forma por los seres humanos (MEA, 2005). Si no hay un aprovechamiento no se puede hablar de servicio. Los humedales proporcionan un amplio espectro de numerosos servicios ecosistémicos al bienestar humano, entendiendo como tales los beneficios por su uso, captación u observación, tanto los medibles económi-

camente como los intangibles (MEA, 2003; 2005; EEA, 2015; De la Hera et al., 2016). Muchos humedales dependen parcial o totalmente de las aguas subterráneas, por lo que cualquier actuación relacionada con la explotación de las mismas puede afectar a su funcionamiento, conservación y servicios derivables (Custodio, 2010). Las aguas subterráneas tienen especial relevancia en los humedales costeros. La evaluación de los servicios ecosistémicos, su estado y sus tendencias es esencial para evaluar los humedales, ya que los que toman las decisiones, en cualquiera de los niveles, en general no conocen la conexión entre las condiciones del humedal y la provisión de servicios por el humedal y los beneficios que se derivan para la población.

A pesar de los valores comentados anteriormente, desde las tempranas etapas de la civilización, los humedales se han drenado, rellenado y destruido para conseguir terreno de cultivo productivo, extender zonas habitadas y luchar contra enfermedades de origen hídrico, además de considerarlos, erróneamente, sin valor ni utilidad e incluso nocivos. En ciertas regiones, muchas de ellas costeras, la superficie de humedales se ha reducido a la quinta parte y localmente pueden haber desaparecido o degradado hasta el punto de no cumplir ya casi ninguna de sus funciones básicas. Afortunadamente, desde hace unas pocas décadas, los humedales han recibido el reconocimiento que merecen como elementos esenciales que soportan los procesos ecológicos que mantienen la vida en la Tierra. Así se refleja en legislaciones y normativas de distinto rango y ámbito territorial. Como se comenta en el Capítulo 5, ya se les dio importancia en la Ley de Aguas española de 1985 y esta importancia ha aumentado tras la incorporación a la misma de la Directiva Marco del Agua europea de 2000.

En los humedales costeros relacionados con el agua subterránea, muchos servicios derivan o están soportados por la existencia de aportes de agua subterránea, debido a su papel de regulación de la variabilidad hidrológica, que depende de la precipitación y los aportes de aguas superficiales.

Entre los servicios ecosistémicos cabe considerar:

1. Servicios de Aprovisionamiento (productos obtenidos de los ecosistemas): alimento (natural o artificial); abastecimiento de agua de buena calidad; producción de materias primas biológicas; producción de materias primas minerales, producción de energía (incluyendo las mareas, el viento y el sol); especies naturales de interés médico; reserva

- genética y biotecnología,
2. Servicios de Regulación (beneficios obtenidos de procesos de regulación): suavización de los regímenes hidrológicos; purificación del agua; regulación morfo-sedimentaria; control biológico; sumidero de carbono y regulación global; cambios de los ciclos biológicos (incluyendo desnitrificación y eliminación de contaminantes y tóxicos); calidad del aire; clima local, y
 3. Servicios Culturales (beneficios inmateriales derivados de los ecosistemas): turismo; educación y conocimiento científico; conocimiento local y buenas prácticas; valores paisajísticos y estéticos; identidad cultural y sentido de pertenencia; de carácter religioso.

Puede haber interacciones entre los servicios (Rodríguez et al., 2005).

Según la terminología del MEA (Millennium Ecosystem Assessment), los factores que inducen cambios directos en el funcionamiento de los humedales se llaman Impulsores de cambio (*drivers of change*). Estos impulsores de cambio son los causantes de modificaciones en el estado ecológico de los ecosistemas y de su capacidad para producir servicios. La degradación y pérdida de humedales es más rápida que la de otros ecosistemas. De modo similar, el estado de las especies, tanto de humedales continentales como costeros, se está deteriorando más deprisa que en los de otros ecosistemas. Los impulsores directamente afectan al ecosistema en cuestión. En el caso de los humedales, estos impulsores incluyen principalmente las infraestructuras y el desarrollo urbano, la transformación del territorio, la extracción o vertido de agua, la eutrofización y polución, el exceso de recolección y de extracción y la introducción de especies ajenas invasivas (MEA, 2005). Los inductores indirectos son aquellos que afectan a los ecosistemas a través de sus consecuencias, entre los que están el aumento de la población, la mayor actividad económica y su desarrollo y el cambio climático y global.

Para evaluar los inductores de cambio en humedales relacionados con el agua subterránea y sus servicios, se han establecido 7 categorías principales, cada una con varias subcategorías:

1. Explotación del recurso: extracción de agua; explotación biológica; explotación mineral,
2. Cambios en el uso del territorio: deforestación; reforestación; manejo del bosque; reemplazo de especies; agricultura extensiva; ganadería extensiva;

va; urbanización; vías de transporte; otros

3. Modificación del ciclo hidrológico: drenaje; retornos de riego; almacenamiento de agua; recarga artificial; agua residual urbana; otros
4. Polución: difusa agrícola; difusa atmosférica; difusa y puntual de origen urbano e industrial
5. Alteración de la estructura biológica y del funcionamiento del ecosistema: especies exóticas invasoras; extinción de especies nativas; fragmentación,
6. Efectos asociados con cambios: en la calidad química del agua; en la calidad biológica del agua; por oxidación al descender el nivel freático; por aumento de la erosión; por destrucción del suelo,
7. Cambios global y climático: lluvia; temperatura; ascenso del nivel del mar.

Las consecuencias de los inductores de cambio son objeto de evaluación de acuerdo con una cierta sistemática (Miller y Acreman, 2006).

Actualmente se reconoce que los humedales proporcionan una extensa variedad de servicios a la humanidad (Miller y Acreman, 2006; Ramsar, 2011) y además ejercen una importante influencia en el ciclo del agua en cuanto afectan a sus componentes y en especial al agua subterránea. El agua subterránea es esencial para muchos ecosistemas y en especial durante las sequías. De modo especial, el agua freática somera es una fuente principal de agua para muchos ecosistemas, para mantener importantes habitats asociados al humedal y los caudales de los cursos de agua superficiales cuando no llueve. La importancia, clasificación y consideración de los servicios ecosistémicos españoles ha sido objeto de diversos trabajos (MIMARM, 2011; Montes, et al., 2011; Montes y Lomas, 2012; Ecomilenio, 2011; SNEA, 2014; Manzano, et al., 2013b; Santos-Martín et al, 2014). El tratamiento sintético del funcionamiento y los servicios ecosistémicos de una serie de humedales Iberoamericanos e Ibéricos ha sido objeto de un trabajo reciente del IGCP (International Geological Correlation Programme) de UNESCO, siguiendo la sistemática de clasificación de servicios y de inductores de cambio que se ha comentado (Betancur et al., 2013; 2015; 2016; Bocanegra et al., 2013; 2016; Manzano et al., 2013a; 2013b). La misma metodología, adaptada y actualizada, se ha empleado para el análisis de un conjunto de humedales costeros de los países peri-mediterráneos del acuerdo MedPartnership del GEF (Global Environmental Facility) de Naciones Unidas, a través de UNESCO (UNESCO-IHP, 2015; Manzano et al., 2015a; 2015b).

Con frecuencia, el agua subterránea que se requiere para el funcionamiento y la conservación de los humedales es también un recurso de agua dulce para abastecer la demanda humana. Ambos destinos están en competencia y se afectan mutuamente, en general en un claro detrimento de los humedales (Custodio, 2001; 2002; Custodio y Cardoso da Silva, 2008). Desde un punto de vista económico, la pérdida o el deterioro de humedales y/o acuíferos es una destrucción de un bien natural, lo que significa una pérdida económica y patrimonial que la sociedad actual o futura deberá pagar o asumir. Hacer compatibles las extracciones de aguas subterráneas con los requerimientos ecológicos es una tarea difícil porque hay diferentes actores involucrados, la legislación, si existe, suele ser escasa y el conocimiento científico resulta insuficiente. El modo de conseguir esa compatibilidad excede a la capacidad política común. Es la sociedad civil la que tiene que tomar el liderazgo a través de instituciones adecuadas. Los Órganos Gestores y la participación en ellos de los usuarios permiten que la administración pública y los actores involucrados interactúen para lograr una gestión integrada de los recursos hídricos, cada uno desarrollando sus responsabilidades.

El entendimiento de la interacción agua subterránea–humedal supone establecer un modelo hidrológico–hidrogeológico conceptual que esté enmarcado espacialmente en el área de captación dentro de una cuenca hidrográfica o un acuífero. La comprensión de la interacción humedal–bienestar humano requiere conocer y evaluar los bienes y servicios que brindan esos ecosistemas.

Los cambios ambientales actuales y potenciales generan riesgos asociados, con disminución de las funciones de soporte de los ecosistemas y pérdida de servicios ecosistémicos. Como el agua es el principal elemento de soporte para las actividades humanas y de los procesos ecosistémicos, esta debe ser considerada como el eje fundamental de la gestión ambiental, pues se constituye como el enlace integrador en el estudio de las relaciones entre los sistemas sociales y

los sistemas naturales que dan lugar a la configuración histórica de los territorios (Manzano et al., 2013b).

Para garantizar la protección, conservación y restauración de los ecosistemas húmedos, la consideración pública de su importancia y el aprovechamiento sostenible de sus recursos, se han propuesto diversas figuras de protección a nivel internacional y nacional.

Una figura de protección internacional para preservar los humedales es la designación como sitio Ramsar. La Convención sobre los Humedales, establecida en Ramsar, Irán, en 1971 (Ramsar, 2011) es un tratado intergubernamental en el que se consagran los compromisos contraídos por sus países miembros para mantener las características ecológicas de sus Humedales de Importancia Internacional y planificar el uso sostenible de todos los humedales situados en sus territorios. En la Lista de Ramsar sólo se incluyen los humedales que cumplan alguno de los Criterios de Importancia Internacional desarrollados por la Convención. Tales son los sitios con humedales representativos, raros o únicos y los de importancia internacional para conservar la diversidad biológica. Los criterios específicos se basan en la existencia de aves acuáticas, peces y otros taxones.

La designación de Reserva de la Biosfera es otra alternativa para integrar la conservación de la naturaleza con el desarrollo socioeconómico. Se trata de áreas con ecosistemas terrestres y costeros reconocidos a nivel internacional por el Programa sobre el Hombre y la Biosfera (MAB, 1974) de UNESCO. Cada reserva de la biosfera tiene tres funciones básicas, que se complementan y refuerzan entre sí: 1) conservación de paisajes, ecosistemas, especies y poblaciones, 2) desarrollo económico, cultural, social y ecológicamente sustentable, a nivel local y 3) “logística”, que proporciona el apoyo para la investigación científica, el seguimiento, la formación y la educación ambientales y el intercambio de información relativa a la conservación y el desarrollo sustentable a nivel local, regional, nacional y global (De la Hera et al., 2016).

4.3 Descarga de agua subterránea al mar

La descarga de agua subterránea al mar tiene un importante papel ecológico litoral y modifica la composición de las aguas costeras inmediatas, en especial en configuraciones costeras tipo estuario o bahía, de concentración de flujo, como en manantiales kársti-

cos, o aguas someras con mareas poco activas. Los aspectos hidráulico–hidrogeológicos se consideran en el Capítulo 2. El agua descargada es en general una mezcla de agua continental o insular con agua marina. En situaciones muy dinámicas, como en costas de baja

pendiente y grandes recorridos de marea, la fracción de agua marina en la descarga puede ser mayor que la de agua dulce continental o insular. El efecto de marea es un inductor de flujo, que tiene además interés para la evacuación de contaminantes en las aguas continentales. La descarga puede hacerse en una amplia franja, con lo que se puede llegar a producir una zonación. Esto influye en las condiciones hidroquímicas y en especial en las bioquímicas.

Las condiciones de descarga dependen mucho de la configuración costera y del fondo marino próximo al litoral. Las condiciones simples se presentan en el Capítulo 2. Se muestran también en la Figura 4.3.1, junto con la importancia del flujo inducido de agua marina. Las condiciones de descarga se pueden complicar por la presencia de zonas deprimidas litorales, como albuferas y cauces abandonados, que actualmente

pueden ser marismas. Estas zonas deprimidas interiores reciben tanto descarga de agua dulce continental en la parte alejada de la costa como agua marina desde la costa y agua mezcla en la parte próxima a la misma (Kalergis, 2006); su distribución depende de las condiciones hidrogeológicas y de la capacidad de la zona deprimida para evacuar el agua que recibe, bien sea por una brecha abierta a lo largo de la costa (gola) o por evaporación. Esta última puede ser importante en muchos lugares. Puede suceder que el aporte de agua salina domine, lo que, junto con la evaporación, conduzca a salinidades zonales mayores que la marina, como sucede en el Mar Menor (Murcia). Si el exceso de salinidad es notable, modifica el flujo por su mayor densidad (véase el Capítulo 2).

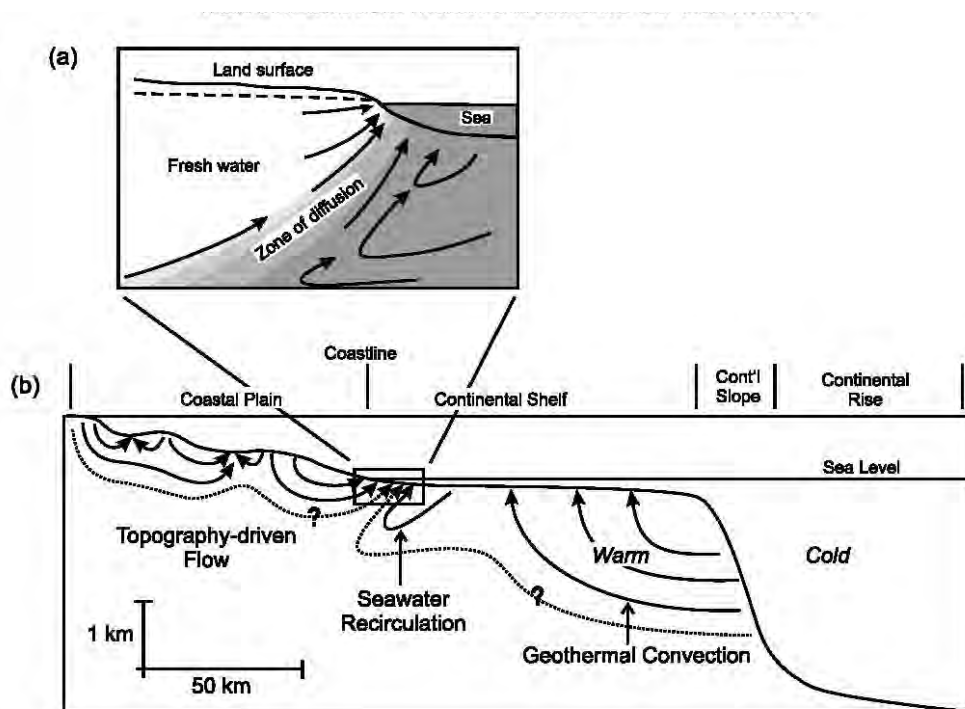


Figura 4.3.1. Descarga de agua subterránea en una sección costera con una plataforma continental amplia y poco profunda (Wilson, 2005). El agua continental se mueve gravitacionalmente y arrastra un contraflujo de agua marina, que a su vez puede estar favorecido por convección geotérmica si las formaciones de la plataforma continental son potentes y permeables, aunque el efecto es principalmente submarino y no litoral.

Las mareas producen un efecto cíclico en la descarga de agua en la costa, unas veces semidiurno y otras predominantemente diurno. En costas de baja pendiente esto se combina con la notable amplitud de la franja mareal, de modo que se llegan a establecer franjas de distinta salinidad en la parte superior del terreno y en la zona

béntica. La Figura 4.3.2 muestra los flujos bénticos. El efecto de marea se atenúa hacia el interior del acuífero, como muestra la Figura 4.3.3. Las variaciones de los flujos a lo largo del ciclo de marea muestran un cierto desfase, como muestra la Figura 4.3.4.

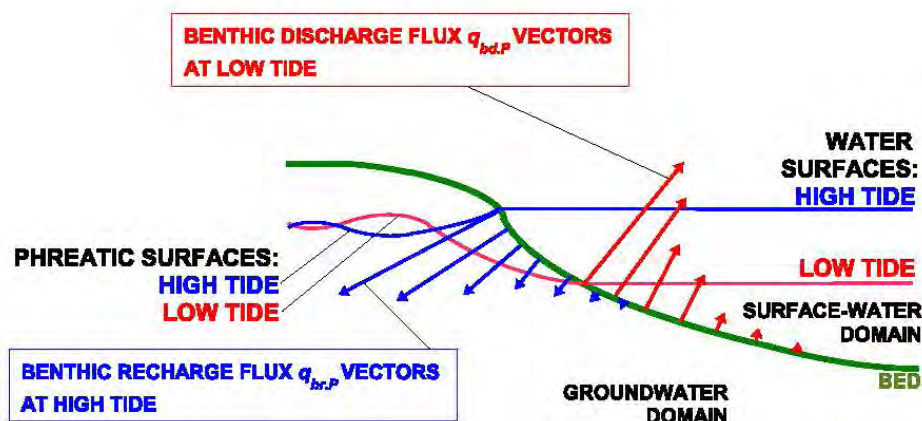


Figura 4.3.2 Flujos de agua béticos en la franja litoral de un acuífero, distinguiendo entre marea alta, en que domina la penetración del agua marina (en azul) y marea baja en que domina la descarga de agua subterránea al mar (en rojo), la que en buena parte es agua mezcla (King et al., 2010).

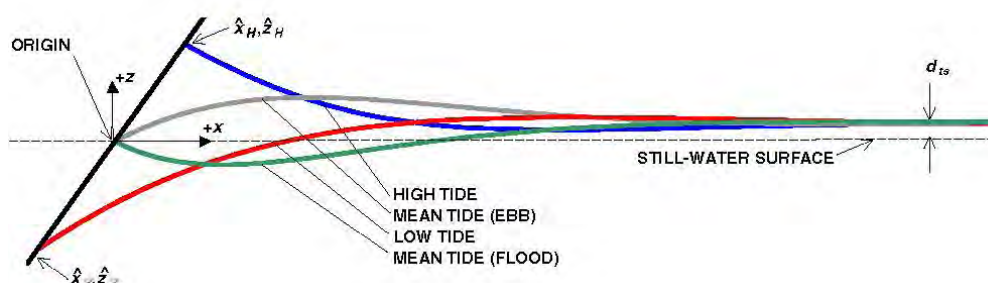


Figura 4.3.3 Atenuación del efecto de marea hacia el interior del acuífero costero (King et al., 2010).

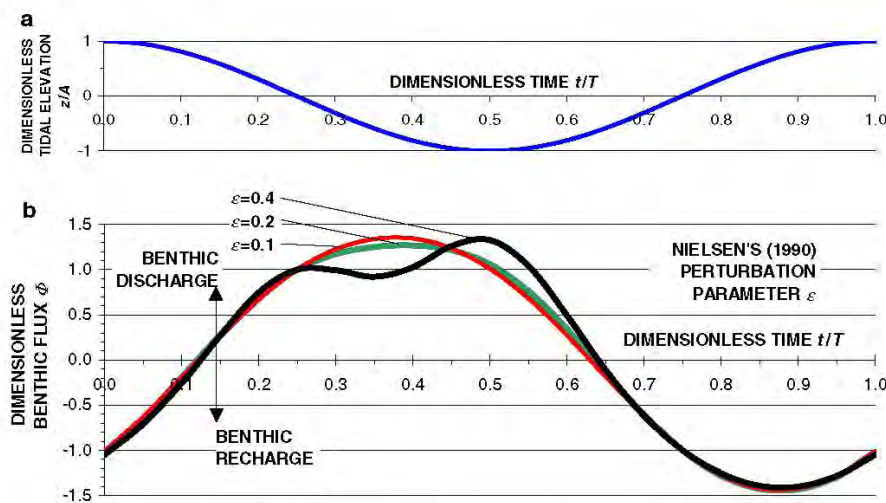
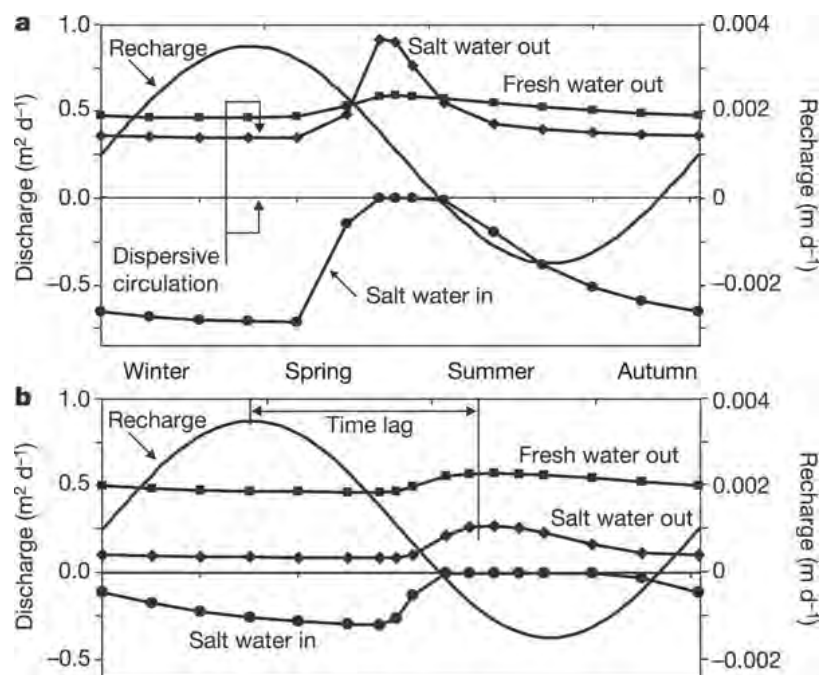


Figura 4.3.4 Efecto de la marea sinusoidal sobre los flujos béticos, según King et al. (2010). La marea se muestra adimensionalmente (tiempo relativo a la duración de su ciclo y amplitud relativa a la máxima amplitud) y los flujos béticos correspondientes relativos al flujo de recarga al acuífero en el momento de marea máxima (llena). Véase el significado de ϵ en la publicación referenciada

Las variaciones cíclicas estacionales a lo largo del año son similares a las de marea cíclica, pero con un periodo de un año (Figura 4.3.5).

Figura 4.3.5 Intercambio estacional entre el acuífero y el mar, según Michael et al. (2005). Se trata de un acuífero de $b = 100$ m de espesor, con una recarga media $R = 365$ mm/a, una dispersividad $\alpha = 0,1$ m y una conductividad hidráulica $k = 5$ m/d (caso a) y $k = 1$ m/d (caso b). La descarga submarina muestra mayor dispersión en el tiempo de la entrada neta de agua; al aumentar k o b aumenta la descarga estacional y el arrastre dispersivo, con menor retraso. Un aumento de la recarga reduce la descarga estacional en relación con la descarga de agua dulce y disminuye el retraso. El incremento de α aumenta la circulación dispersiva, produce algo menos descarga estacional y no cambia el retraso. Los cambios estacionales de la descarga de agua dulce son mucho menores que los del agua salina o la recarga.



En numerosos casos, el acuífero costero en la parte mar adentro está recubierto por sedimentos de baja permeabilidad que dificultan la descarga directa en el mar y obligan a que esta se concentre en las inmediaciones del litoral. Es una protección parcial contra la contaminación salina en captaciones cerca de la costa. Pero ese recubrimiento puede presentar discontinuidades que pongan en contacto la parte submarina del acuífero con el mar. Si los niveles piezométricos son suficientemente altos, esa ventana es un lugar de descarga de agua subterránea en el fondo marino, que puede tener

significación biológica. Pero si el nivel piezométrico es menor que el valor que corresponde al equilibrio a la profundidad del fondo marino, la ventana es una vía de entrada de agua marina, la que en buena parte se recicla en la descarga litoral. En el caso en que el nivel piezométrico esté deprimido por extracciones, se abre una vía de contaminación salina, aunque se manifestará con cierto retraso y luego progresivamente, como muestra esquemáticamente la Figura 4.3.6.

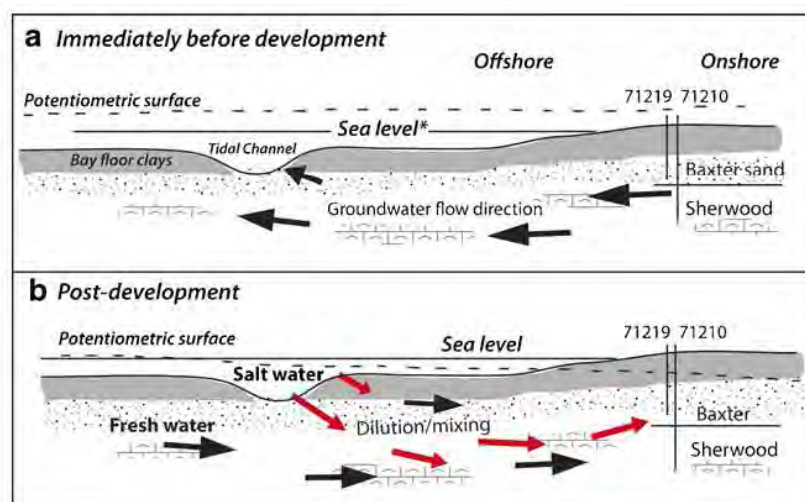


Figura 4.3.6 Efecto esquemático de la existencia de una discontinuidad en el recubrimiento poco permeable de un acuífero que se extiende submarinamente (Currell et al., 2013).

4.4 Efectos en el acuífero por cambio de las condiciones en el territorio costero

Las extracciones de agua subterránea del acuífero costero reducen la descarga de agua dulce al mar, con cierto retraso y amortiguación de las fluctuaciones. Esto se desarrolla principalmente en el Capítulo 2. Las consecuencias pueden ser un descenso de niveles freáticos (aun descensos de pocos cm pueden tener impacto sobre los humedales) y de la salinidad y aporte de solutos a las aguas marinas litorales. Estas extracciones son claras en el caso de captaciones que bombean para usos diversos, pero en otras no lo son y pueden ser difíciles de reconocer y medir. Pueden ser continuas u ocasionales.

Las obras de ingeniería que requieren extracciones de agua mediante pozos o drenes temporales o permanentes provocan una mayor penetración de la cuña salina o la formación de conos salinos ascensionales, como se expone en el Capítulo 2. Tales son los drenajes para excavaciones, las obras de desecación de zonas bajas o de marismas, la excavación de zanjas profundas para la evacuación de aguas de tormentas y el drenaje de túneles de metro, ferrocarril o viarios y de galerías de servicio y sótanos. El acondicionamiento de las desembocaduras de los ríos y de canales costeros para permitir la navegación también ocasiona efectos similares, no sólo de mayor drenaje sino también de mayor penetración de la cuña salina por el curso de agua superficial.

Las obras de ingeniería o actuaciones que comportan una disminución de la recarga disminuyen el flujo de agua al mar y por lo tanto permiten una mayor penetración del agua salada. Tales pueden ser la transformación de una zona agrícola a industrial y urbana, el cese o reducción de retornos de riego, la impermeabilización del cauce del río por colmatación por aguas turbias y el relleno con lodos y limos de canteras en zonas aluviales para extracción de áridos.

Otras acciones pueden ocasionar una mayor recarga, como el establecimiento de cultivos regados por canal o las fugas de redes urbanas de distribución de agua dulce, con la consecuente reducción de la penetración de la cuña salina.

El abandono de pozos salinizados puede provocar una recuperación de niveles del agua subterránea, creando problemas de inundación de sótanos y espacios subterráneos y de estabilidad en edificios y estructuras

construidos en épocas de niveles bajos (Vázquez-Suñé et al., 2006; Custodio y Bayó, 1986).

En los procesos de salinización de acuíferos cautivos, la propia construcción de los pozos puede jugar un papel importante. Por un defecto de acabado o por no tomarse las debidas precauciones, el agua salada de otros acuíferos con mayor potencial hidráulico permanente o durante el bombeo, puede fluir entre la pared del pozo y el tubo. También puede penetrar agua salina en el pozo a través de poros o puntos de corrosión en el entubado.

La extracción de agua subterránea puede producir la compactación vertical del terreno, en especial de las formaciones recientes aún no consolidadas, al disminuir la presión intersticial del agua. Es la subsidencia del terreno. Puede suceder en áreas costeras recientes con explotación intensiva de agua subterránea, en especial cuando los acuíferos explotados son profundos y están bajo potentes niveles limo-arcillosos. Hay muchos ejemplos costeros más o menos bien documentados, como en Venecia, Ámsterdam, delta del Nilo, Tokio o Bangkok. En España están los del delta del Llobregat y algunos lugares de la costa almeriense, que se comentan en el Capítulo 3. No toda la subsidencia es debida a la extracción de agua subterránea sino también a la lenta consolidación natural y a la colocación de cargas sobre el terreno. Esta subsidencia afecta a la intrusión marina a los acuíferos al descender los niveles freáticos por mayor drenaje y por mayor penetración del agua marina tierra adentro por cauces, si no hay obras para evitarlo. Si la subsidencia es homogénea suele afectar poco a los caudales de los pozos profundos, aunque pueden sufrir roturas tensionales de sus entubaciones y cementaciones. Si hay asentamientos diferenciales, por cambios de la naturaleza y espesor de los sedimentos, además del efecto de escalonamiento de la superficie y apertura de grietas, se puede producir la ruptura de conducciones de agua y de otros fluidos.

La existencia de plantas de desalinización y desalobración en el entorno costero, además de los problemas de evacuación de las aguas salinas y salmueras de rechazo al mar que se exponen en la Sección 4.5, pueden producir problemas en la calidad del propio acuífero. Unas son debidas a la toma de agua marina del acuífero, cuando este es el método utilizado, que puede

afectar a captaciones de agua subterráneas próximas y consumir recursos de agua continental del acuífero, como se expone en los Apartados 7.8.2 y 7.8.3 de la Sección 7.8. Otras son debidas a la infiltración en el terreno de ese rechazo o de inyección en el terreno. No es raro que el rechazo de las plantas pequeñas se haga mediante colectores mal mantenidos y con fugas o simplemente se viertan sobre el terreno o se introduzca en pozos. El rechazo varía según la planta, salinidad inicial y tipo de agua, pero en general está entre el 20% y el 40% del agua de alimentación a la planta.

Algunas áreas españolas afectadas por este tipo de vertidos son el Campo de Cartagena, el Campo de Níjar y Telde (Gran Canaria). Parte de la actual problemática de control es debida a la existencia de competencias concurrentes: la Autoridad del Agua (Confederación Hidrográfica o Agencia Autonómica del Agua), la Consejería de Medio Ambiente Autonómica y Los Ayuntamientos en cuanto a la red de alcantarillado.

El riego con aguas salinas y de alto RAS (relación de adsorción de sodio, SAR en siglas inglesas) comporta una degradación del suelo, con disminución de la capacidad de drenaje, tanto más cuanto más arcilloso y mayor sea la proporción de minerales de la arcilla tipo illita y sobre todo montmorillonita. Por esta razón, el riego con aguas salobres naturales o las obtenidas por

mezcla es un peligro a la sustentabilidad del uso del suelo y puede requerir el aporte de correctores químicos, en general de Ca.

En Canarias, con carácter general, ha habido y hay problemas de salinización de suelos regados con pozos costeros. Aunque el CIATF haya sido anteriormente tolerante a la mezcla de aguas para regadío, el actual Plan Hidrológico de TF no es favorable, aunque actualmente se autorizan en sequía y altas temperaturas. Producen mayor demanda de agua agrícola y por lo tanto mayor extracción de los pozos [HT].

En Baleares, como en otras áreas costeras, el vertido del agua residual en las áreas sin red de saneamiento, que son numerosas, se hace mediante fosas sépticas, sin control. En Menorca es común el uso de pozos de recepción e infiltración de aguas usadas, que sigue un antiguo diseño francés (pozos Maula). En raros casos hay que proceder a la limpieza de esos pozos, ya que en buena parte están contruidos en calcarenitas costeras miocenas (marés) de alta permeabilidad y karstificadas. Los resultados de la penetración de arrastres de materia orgánica se han encontrado en exploraciones espeleológicas sumergidas en el entorno de Colonia Sant Jordi, en el SW de Mallorca, como se expone en la Sección 4.8 al considerar Baleares.

4.5 Efectos ambientales en las aguas litorales

La descarga de agua subterránea dulce al mar puede ser notable localmente y tiene un papel importante en la Naturaleza. La descarga de agua subterránea al mar fue inicialmente estimada por Zekster y Dzhamalov (1981) y después se han ido mejorando los resultados (Valiela y D'Elia, 1990; Burnett *et al.*, 2001; 2003; Wilson, 2005).

La descarga de agua subterránea dulce al mar puede ser relevante en cuanto al mantenimiento de ecosistemas y de sus servicios. Se trata de humedales de alta productividad biológica, influidos por cambios en la salinidad, la que puede ser notable en estuarios y aguas litorales. Además, las descargas concentradas en la costa y fondo marino son la razón de la existencia de vegetación y fauna especiales, algunas de ellas de alto valor ecológico y económico. Así, lo que se denomina “pérdida de agua dulce al mar” para calificar a la descarga de agua continental o insular en la costa por parte de muchas personas es una visión parcial y sesgada por un utilitarismo inmediato y un tanto depre-

dador y muestra desconocimiento de la importancia de esa descarga.

La medición de la descarga de agua continental o insular al mar es frecuentemente compleja y difícil, tanto si es difusa como concentrada (Gallardo y Marui, 2006; Leote *et al.*, 2008; Rosenberry y LaBaugh, 2008; Burnett *et al.*, 2006). Se aplican diversas técnicas, que incluyen métodos hidrodinámicos, de modelación de los acuíferos costeros, hidrogeoquímicos, de trazadores químicos naturales para los que haya una notable diferencia entre el agua dulce y la marina, de radioisótopos (en especial isótopos del Ra y el Rn) y en ocasiones termométricos aerotransportados con imaginería infrarroja (Burnett *et al.*, 2006; Duarte *et al.*, 2006; Johnson *et al.*, 2008). Estas descargas pueden ser especialmente importantes en determinados tramos costeros, como los de rocas carbonatadas karstificadas en acuíferos bien recargados o en islas, como las volcánicas (Kim *et al.*, 2007). En las cuantificaciones hay que distinguir entre el caudal de agua que descar-

ga al mar y el caudal de descarga continental o insular, que es menor y a veces notablemente menor en el caso de sistemas costeros muy dinámicos en los que la marea juega un papel importante de bombeo.

Los cambios de salinidad y de temperatura y el aporte de solutos pueden ser importantes condicionantes de los procesos químicos y biológicos litorales y de la productividad orgánica (Johannes, 1980; Simmons, 1992; Moore, 2010; Miller y Ullman, 2004; Slomp y van Cappellen, 2004; Li et al., 1999; Kohout y Kolipinsky, 1967; Corbett et al, 1999; McCoy y Corbett, 2009).

El agua marina es pobre en P ya que el ión fosfato es absorbido por la calcita y coprecipita en el mar, dejando concentraciones medias de 0,002 mmol/L y entre 0,001 y 0,005 mmol/L en la parte superior del mar (Stoessell et al., 1989).

En general, el agua continental o insular aportada al litoral es más rica en nutrientes, principalmente N y P y aún más si tiene contaminación orgánica. Esto afecta a las condiciones biológicas de las aguas litorales (Turner et al., 1996), que primariamente se manifiesta en las algas y en las praderas de posidonia. También afecta la salinidad, temperatura y pH del agua aportada y resultante de la mezcla (Dawes et al., 1998; Fong et al., 1996; Li et al., 1999). El agua subterránea puede jugar un importante papel en el aporte de nutrientes (D'Elia et al., 1981; Gibblin y Gaines, 1990; Street et al., 2008; Valiella et al., 1978; 1990). Con frecuencia pasa desapercibido o no se le presta suficiente atención como para medirlo.

El efecto del aporte de nutrientes sobre el ambiente marino tiene unos umbrales para que no sea excesivo y se produzcan desarrollos incontrolados de algas (Lapointe, 1987; 1997; Lapointe y Oconnell, 1989; Larned, 1998). El estado se mide en comparación con el valor Redfield (Rd), que hace referencia a que el fitoplancton se desarrolla óptimamente para $N/P = 16$ (molar) en estado disuelto. El N suele ser el limitante. Para el agua subterránea es $N/P > Rd$, en especial si está contaminada, y entonces el P pasa a ser el limitante.

La descarga de N y P al mar con el flujo subterráneo está controlado por el tiempo de residencia del agua en el terreno y por las condiciones redox en el acuífero y los sedimentos (Slomp y Van Capellen, 2004).

Los compuestos de N y el P disueltos están afectados por intercambio iónico en el medio subterráneo. En

medio reductor (rico en materia orgánica, MO) decrece la concentración de NO_3^- y se produce un enriquecimiento en metabolitos, en Fe^{2+} e incluso en CH_4 , H_2 , NH_4^+ y PO_4^{3-} . El N es en parte de origen atmosférico y el P procede de la MO y la reducción de óxidos de Fe en los que el P está atrapado. El NH_4^+ es adsorbido en arcillas.

En medio óxico, el PO_4^{3-} es eliminado rápidamente por sorción en óxidos de Fe y por coprecipitación con Al, Ca y Fe, dando origen a varisita ($AlPO_4 \cdot 2H_2O$), hidroxiapatito ($Ca_5(PO_4)_3 \cdot H_2O$) y estrongita ($FePO_4 \cdot 2H_2O$). El PO_4^{3-} es sólo móvil cuando sobrepasa la capacidad de fijación. En general sólo sucede por aporte de fertilizantes. La relación N/P crece a lo largo del recorrido subterráneo.

En medio anaerobio también se produce eliminación del P disuelto, pero menos eficientemente, para dar vivianita ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) e hidroxiapatito.

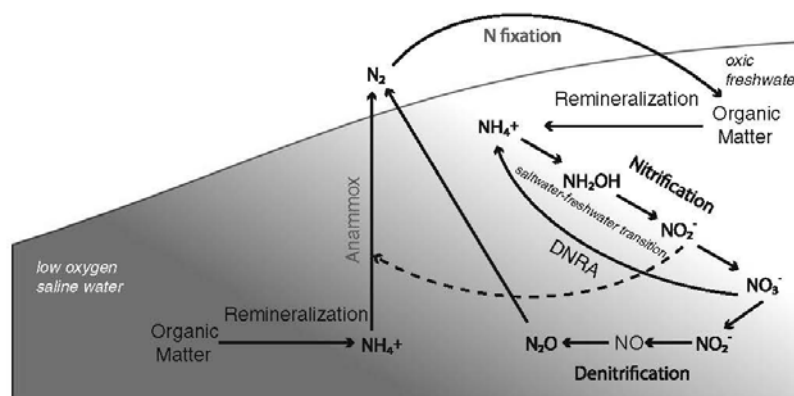
La intrusión marina en el terreno incrementa la tasa de oxidación de la MO, con el correspondiente aumento de la fuerza iónica, debilita los enlaces divalentes internamente dentro de la MO y entre partículas y sedimentos. Si tanto el agua subterránea como el agua del mar son óxicas, aumenta la concentración de P y como consecuencia la descarga submarina tiene alto N/P. Si la descarga se hace por sedimentos anóxicos se aporta NH_4^+ , PO_4^{3-} y Fe^{2+} y en la zona de mezcla el NH_4^+ disminuye por nitrificación y el NO_3^- que aporta el agua subterránea disminuye por desnitrificación y se elimina P, de modo que típicamente es $N/P > Rd$.

En condiciones óxicas, lo que está adsorbido en los óxidos de Fe es desplazado por los iones del agua marina, liberando P y N de la MO. En condiciones anóxicas, el NH_4^+ de la MO es liberado por el Na^+ y los óxidos de Fe liberan P al reducirse.

La salinización de un acuífero que previamente contenía agua dulce libera NH_4^+ y P. Por otro lado, el P se fracciona en suelos de marisma afectados por residuos mineros (Jiménez-Carceles y Álvarez-Rogel, 2008).

El resultado resumen es que comúnmente, tanto el N como el NO_3^- , son eliminados menos eficientemente que el P y la relación $N/P > Rd$, pero $N/P < Rd$ en la descarga de acuíferos anóxicos; esto tiende a señalar una progresiva salinización del acuífero. Los distintos procesos se esquematizan en la Figura 4.5.1.

Figura 4.5.1 Esquematzación de los distintos procesos que afectan a las especies del N disuelto en la porción costera de un acuífero en el entorno de la zona de mezcla (Santoro, 2010).



La descarga de agua subterránea al mar se puede medir mediante el contenido en isótopos del Ra, ^{222}Rn y ^{13}C del CID (carbono inorgánico disuelto).

Los efectos antrópicos pueden ser y frecuentemente son importantes. Esas descargas pueden suponer aportes de nutrientes (García-Solsona et al., 2010), principalmente nitrato y fósforo. Las aguas marinas pueden ser deficitarias en los mismos (Price et al., 2006; Santoro, 2010) o contenerlas en exceso, como en el caso de acuíferos con notable contaminación de origen agrícola o urbana, a veces con capacidad de producir grandes crecimientos de algas microscópicas que afectan a la calidad de las aguas litorales (LaRoche et al., 1997). El comportamiento del nitrato es razonablemente bien conocido, pero no sucede lo mismo con el fosfato, en especial por el efecto que tienen los cambios de salinidad en el terreno en la sorción, aunque en formaciones carbonatadas el P de contaminación agrícola suele ser escaso al quedar sorbido o coprecipitado en el terreno. Las condiciones en la zona de mezcla son importantes para el reciclado de determinadas sustancias, de modo que en costas con baja pendiente y con gran recorrido de marea, la recirculación de agua marina puede superar al flujo de agua dulce a consecuencia del efecto de marea y oleaje (Li et al., 2009) y condicionar a las marismas. Este flujo mareal en la zona de mezcla es importante para ayudar a evacuar contaminantes de los acuíferos costeros (Walraevens y Van Camp, 2004). También los cordones dunares pueden jugar un importante papel, no sólo en la existencia de humedales litorales, sino en la posibilidad de descarga de contaminantes. A este respecto, las urbanizaciones costeras puede tener un notable impacto negativo (Sierra Ruiz y Sánchez-Badorrey, 2013).

En la planificación hidrológica en algunas Demarcaciones Hidrográficas españolas empieza a considerarse el establecimiento de caudales de descarga del acuífero al mar (Gómez et al., 2012), a las que a veces se les denomina impropiaemente como caudales ecológicos, pero están más orientados a limitar la intrusión marina en el acuífero que a mantener ambientes litorales. La designación de caudal 'ecológico', así como las de caudal compensación, de reserva o reservado, no parecen las más adecuadas para los caudales de descarga al mar que conviene respetar. En cierto modo es una concesión a las expresiones utilizadas en gestión de aguas superficiales y que se reiteran en la Directiva Marco del Agua europea y en la normativa para la elaboración de los Planes Hidrológicos españoles. En estos últimos se habla de caudales de descarga al mar o volúmenes ecológicos en el caso de acuíferos costeros.

Actualmente pueden tener gran relevancia en algunos lugares el vertido de salmueras residuales de las plantas costeras de desalinización y desalobración que se alimentan con agua subterránea local (Voutchkov, 2006). Estas salmueras, además de contener posibles contaminantes de los distintos pre-tratamientos y post-tratamientos y de las actividades de limpieza, tienen temperatura diferente a la del mar y sobre todo son en general más densas (Del Bare et al., 1994), aunque no siempre es así en los casos de desalobración. Es posible diseñar un modo de vertido que reduzca ciertos impactos (Molina Sánchez et al., 2012; Pérez-Talavera y Quesada-Ruiz, 2001). Las aguas más densas se mueven y extienden por el fondo marino y allí pueden afectar seriamente a la flora y fauna marina, en especial la bentónica. Uno de los efectos más rápidos y notorios es la desaparición de las praderas de posidonia, de gran importancia biológica, allí donde antes existían (Höpner y Widelberg, 1996; Lattermann y Höpner, 2008).

4.6 Efecto del incremento del nivel del mar

Es generalmente admitido –aunque hay discrepancias fundamentadas– que el progresivo aumento de la temperatura por efecto antrópico está y seguirá produciendo una ablación progresiva de la acumulación de hielo continental, que se traduce en un aumento del nivel del mar, que también es debida a la expansión térmica del agua marina al calentarse. Las predicciones son variables y han ido un tanto a la baja. Un valor probable pudiera ser una elevación de $1 \pm 0,5$ m a finales del siglo XXI, lo que no es muy distinto de lo que ha sucedido en los últimos 2000 años (Gehrels et al., 2011).

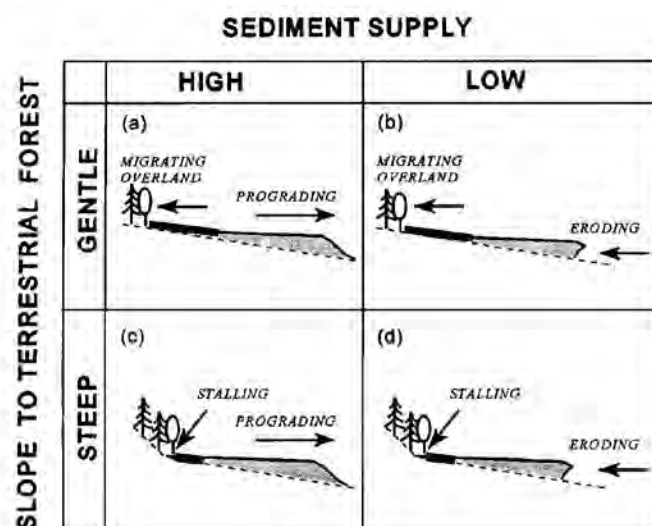
El efecto de ascenso sin gran modificación de la posición de la costa, como es el caso de litorales con notable pendiente, tiene un efecto moderado en la intrusión marina, pues también se modifica el nivel del agua subterránea dulce del acuífero. No sucede lo mismo en el caso de perfiles litorales muy tendidos (Países Bajos, parte E de los Estados Unidos, Golfo de Bengala, deltas de grandes ríos como el Nilo, el Po, el Mississippi, etc.), donde la elevación del nivel del mar supone un notable avance tierra adentro de la línea de costa y por lo tanto de la interfaz entre el agua dulce y el agua salada. Esto ha sido objeto de detalladas modelaciones, como en Holanda (Oude Essink et al., 2010) y los Estados Unidos (Webb y Howard, 2011). Se han analizado las posibles acciones de defensa contra los efectos negativos. El caso de Holanda es singular por estar actualmente buena parte del territorio bajo el nivel del mar, protegido por diques y manteniendo los niveles del agua bajos mediante descargas preferentes en marea baja y por bombeo; además, el agua dulce flota sobre agua salada en una amplia franja litoral. En el caso de Bangladesh, en el Golfo de Bengala, una parte importante del territorio podría quedar cubierta por el mar.

Figura 4.6.1 Cuatro modos de respuesta de humedales costeros al ascenso del nivel del mar (Nuttie et al., 1997; Brinson et al., 1995). Se trata de situaciones extremas en cuanto a pendiente del terreno y aporte de sedimento: (a) un humedal alto penetra en un bosque terrestre por migración tierra adentro sobre el terreno; los arroyos de marea y bordes de laguna progradan hacia el estuario a causa de la abundancia de sedimentos; (b) similar a la figura (a) excepto por existir erosión del terreno de la marisma al ser pequeño el aporte de sedimento; (c) similar a la figura (a) excepto por la notable pendiente del terreno que detiene la migración tierra adentro; (d) similar a la figura (c) pero con erosión.

En áreas costeras formadas por sedimentos jóvenes, además de los efectos mencionados se tiene el de la progresiva compactación de los materiales, lo que hace retrogradar la línea de costa, aún en ausencia de elevación del nivel del mar. El efecto de subsidencia se refuerza por la actividad antrópica de urbanización (sobrecarga sobre el territorio) y de drenaje superficial para ocupar territorios encharcados o encharcadizos, por extracción de turba y en especial por la explotación de aguas subterráneas de acuíferos profundos.

El efecto del ascenso del nivel del mar puede quedar parcialmente contrarrestado por la acumulación de arenas en cordones de dunas litorales, en los que se forman notables cuerpos de agua dulce, pero éstos pueden a su vez migrar. Todos estos efectos aparecen conjuntamente en grandes áreas urbanas costeras, como Ámsterdam, Venecia, Bangkok y Tokio. En el delta del Llobregat (Barcelona) se estima groseramente un descenso del nivel del terreno en la franja costera de 0,5 a 1 m desde 1940, lo que ha dado lugar a avances del mar de algunos centenares de metros en algunos lugares y a la consiguiente pérdida de volumen del acuífero superior y de desplazamiento de la cuña de intrusión marina, que en este caso es poco significativa. Venecia ha merecido una especial atención por su alto valor patrimonial universal.

En el proceso de aumento del nivel del mar respecto al de tierra firme, se produce erosión en el frente de avance y los materiales erosionados se depositan en otro lugar, pero se hace de forma diferente según la pendiente del terreno y la magnitud del aporte de sedimento, como muestra la Figura 4.6.1.



4.7 Efectos ambientales costeros en relación con el cambio climático y global

Las condiciones climáticas son cambiantes de un año a otro, con fluctuaciones que determinan periodos secos y periodos húmedos, los que se repiten con cierta periodicidad, aunque con realizaciones muy irregulares. Hay ciclos del orden de 10 a 11 años y otros más largos, que aparecen en las series hidrométricas suficientemente largas. Esta variabilidad climática tiene impactos sociales y económicos importantes. Los más significativos son los asociados a las sequías. En áreas áridas y semiáridas, las sequías son un fenómeno natural recurrente. Las sequías importantes duran varios años, con fluctuaciones a lo largo de las mismas, incluso con algún año húmedo intercalado.

Mientras que las fluctuaciones climáticas se refieren a la escala temporal de décadas, la variabilidad climática hace referencia a una escala temporal mucho mayor, de siglos a milenios. El clima ha ido cambiando notablemente a lo largo de la historia geológica, como se muestra claramente en los sedimentos. Dado que la vida humana es inferior al siglo y que la información histórica instrumental o documentada es poco más larga, sólo los cambios climáticos más recientes tienen efectos sociales bien conocidos, como los de la *pequeña edad del hielo* que se produjo entre el siglo XVI e inicios del XIX, aunque sus efectos en la costa española mediterránea e insular han sido presumiblemente moderados.

La bonanza climática actual se ve alterada por efectos antrópicos que afectan a toda la Tierra y que, de acuerdo con la mayoría de los especialistas, tienden a producir un calentamiento (Taylor et al, 2013), denominado cambio climático. Este cambio se superpone a la evolución natural, mal conocida en signo y magnitud. El efecto sobre la precipitación y la recarga es mucho menos conocida, aunque las previsiones más frecuentes en el área mediterránea española y Canarias es una disminución de la precipitación, pero con mayores fluctuaciones, o sea posibles mayores sequías y más persistentes. Eso hace aún más incierto cómo afectará a la relación demanda/disponibilidad de agua y a la recarga a los acuíferos, en especial en el área mediterránea (Boithias et al., 2014). Mayor precipitación media anual no necesariamente significa mayor recarga media anual, y viceversa, ya que las intensidades puntuales y la distribución tienen gran peso en un proceso que es altamente no lineal (Green et al.

2011; Taylor et al., 2013). Se han realizado numerosos estudios de como posibles futuros escenarios climáticos pueden afectar a la recarga a los acuíferos (Treidel et al. 2011; IAH, 2012) y a los servicios ecosistémicos relacionados (Kløve et al., 2014). En consecuencia, se pueden afectar las relaciones agua dulce-agua salada en las áreas costeras y la profundidad del nivel freático (Bloomfield et al., 2003) en cuanto a las posibles afectaciones a humedales y criptohumedales costeros.

El cambio global considera los efectos de las actividades humanas directas o por abandono de actividades seculares, que pueden afectar al clima local. Tales son los cambios territoriales por urbanización, agricultura, estado de forestación (incluyendo manejo del bosque y el matorral) y contaminación, por una población cada vez más numerosa, más longeva y con mayor nivel de vida. Esto comporta cada vez mayor consumo de alimentos, energía y bienes y por ahora con escaso grado de reciclado y poca propensión a lo que se viene llamando socio-economía circular.

El cambio global puede suponer una mayor presión sobre los recursos de agua y por tanto también sobre los subterráneos, en competencia con el agua que necesitan los ecosistemas para su funcionamiento y los servicios que proporcionan al ser humano. Esta presión puede ser importante localmente en cuanto a la cantidad, aunque a nivel general no hay escasez, pero lo es más, o lo será, en cuanto a la calidad. Eso supone reconsiderar su uso para que sea eficiente en términos globales, así como las actividades económicas y el uso apropiado del almacenamiento subterráneo dentro de una gestión integrada de los recursos de agua que internalice la variabilidad climática.

El agua subterránea y el buen manejo de los acuíferos constituyen uno de los grandes e importantes medios para la mitigación de los efectos del cambio climático y global a través de la inercia que proporcionan sus grandes reservas, a condición de una gestión apropiada y adecuada gobernanza, lo que incluye una legislación efectiva que lo tenga en cuenta. También las transacciones y mercados del agua pueden colaborar a la mitigación (Adler, 2008), pero se requiere que se garantice el suficiente buen funcionamiento de los ecosistemas.

4.8 Humedales costeros relevantes de la costa mediterránea e insular española

Se considera algunos detalles y peculiaridades de los humedales costeros peninsulares mediterráneos e insulares españoles, sin buscar exhaustividad. Se adicionan comentarios relevantes de las condiciones hidrogeológicas de relevancia ecológica. Se ordenan de norte a sur y después los archipiélagos balear y cana-

rio. En ellos hay diversidad de orígenes y salinidades (Durán Valsero, 2003). En la Tabla 4.8.1 se relacionan los humedales españoles costeros mediterráneos incluidos en la relación Ramsar. No los hay en Canarias. Parte de ellos son lagunas, ya que la Convención Ramsar los incluye.

Tabla 4.8.1 Relación de humedales incluidos en el Convenio de Ramsar que están situados en el litoral mediterráneo español.

Humedal	ha	Tipo genético	Municipio	Provincia
Aiguamolls de l'Empordà	4783	Llanura costera	Castelló d'Empúries	Girona
Delta de l'Ebre	7736	Deltaico	Amposta	Tarragona
Prat de Cabanes-Torreblanca	860	Albufera	Prat de Cabanes, Torreblanca	Castellón
Albufera de Mallorca	1700	Albufera	Muro, Sa Pobla	Palma de Mallorca
Albufera de Valencia	21000	Albufera	Valencia	Valencia
Marjal de Pego-Oliva	1290	Albufera	Pego, Oliva	Valencia, Alicante
Salines d'Eivissa y Formentera	1639	Albufera	Sant Josep, Formentera	Baleares
Salinas de Santa Pola	2496	Albufera	Santa Pola, Elche	Alicante
El Hondo (El Fondo)	2387	Llanura de inundación	Elche, Crevillente	Alicante
Salinas de la Mata y Torrevieja	3753	Albufera	Torrevieja, Guardamar	Alicante
Mar Menor	14933	Albufera	San Pedro, San Javier	Murcia
Lagunas de las Moreras	72	Rambla	Mazarrón	Murcia
Salinas del Cabo de Gata	300	Albufera	Almería, Níjar	Almería
PN Punta Entinas-Sabinar	1948	Llanura costera	El Ejido-Roquetas de Mar	Almería
Albufera de Adra	75	Deltaico	Adra	Almería

En el Empordà (Catalunya), en las áreas costeras de los ríos La Muga, Fluvià y Ter, se desarrollan numerosos humedales asociados a la evolución de las llanuras costeras. Para la gestión del agua en relación con los del Alt Empordà, la ACA (Agència Catalana de l'Aigua) utiliza el modelo Aquatool. Los humedales más significativos son, de Sur a Norte (Montaner, 2015):

Llacuna de l'Artet, colmatada por el río Daró, en parte antrópica

Estany (Closes) de Pals, llanura fangosa con cultivo de arroz

Llacunes d'en Coll, al final del río Daró

Llacuna Fonollera, cerrada por cordones de arena

Llacuna de Fra Ramon, en la marisma de La Pletera, hipersalina por evaporación, alterada por el proyecto

reciente de urbanización de La Guatera, en proceso de restauración dentro de un proyecto Life Ter Vell, en el antiguo cauce del río Ter, que fue desviado en el siglo XIX

Estany de Belcaire, con salinidad residual de cuando era estuario

Parc Natural de Els Aiguamolls de l'Alt Empordà.

La Figura 4.8.1 es una visión general del **Alt Empordà** en la que se localiza el área muy transformada de Empúria Brava y los humedales del **Parc Natural**, al N, y los **Aiguamolls de l'Empordà**, entre La Muga y el Fluvià. En la misma figura se amplía la visión estos últimos. La Figura 4.8.2 muestra la ubicación de las lagunas de La Pletera.

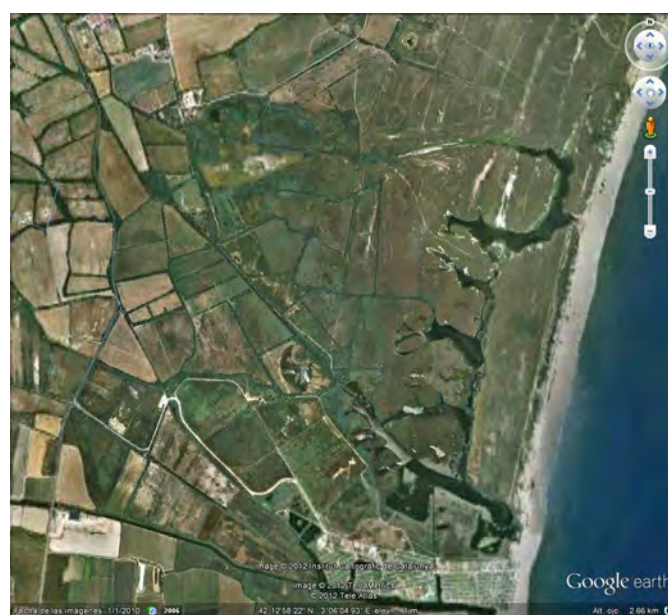
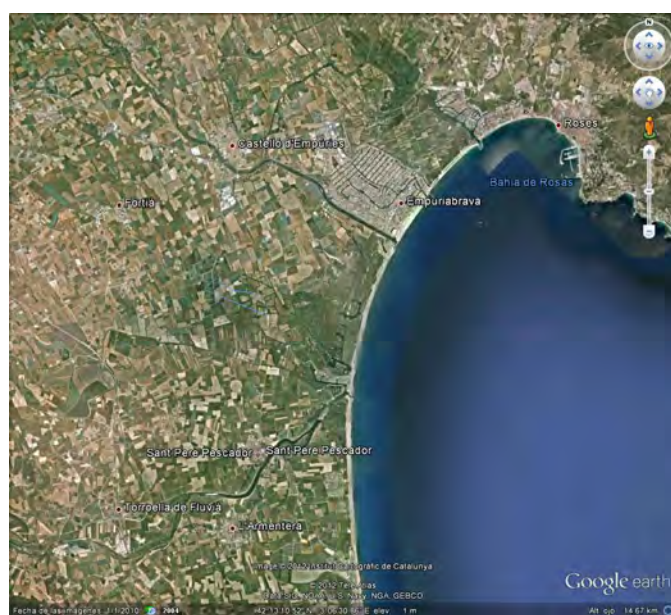


Figura 4.8.1 Visión general del Alt Empordà en la que se localiza el área muy transformada de Empúria Brava y los humedales entre La Muga y el Fluvià. La figura de más detalle corresponde a una visión general de los Aiguamolls de L'Empordà, entre La Muga y el Fluvià.

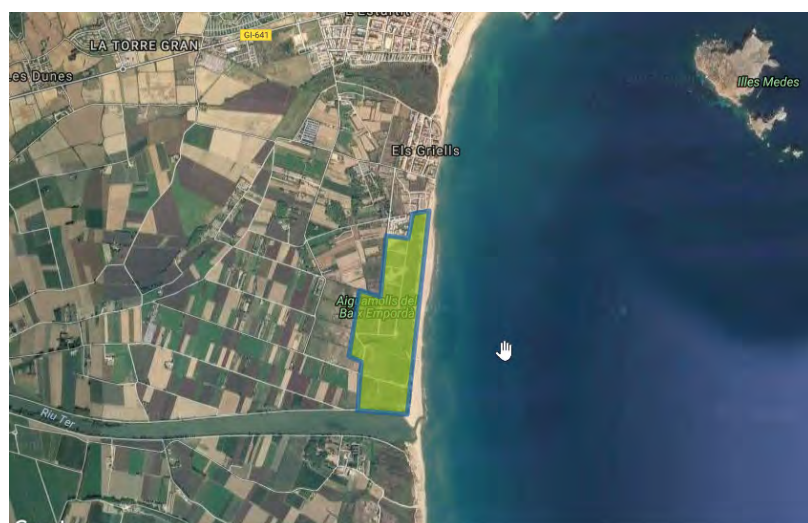


Figura 4.8.2 Ubicación de las lagunas de La Pletera.

En el **Delta del Llobregat** se encuentran diversos humedales (**La Ricarda, El Remolar, La Murtra**) que son el residuo de la evolución reciente del delta en su proceso de relleno (Figura 4.8.3). Están muy modificados por la alta presión humana y por la existencia del Aeropuerto Internacional de Barcelona (del Prat). El humedal de **Ca l'Arana** se ha instalado naturalmente en una antigua extracción de áridos y actualmente está en relativo buen estado; en cierto modo compensa

la pérdida de otros humedales por creación de áreas industriales y portuarias o por relleno. En el lado Sur se construyó el canal de remo para las Olimpiadas de Barcelona de 1992, que persiste como instalación (Figura 4.8.4), aunque su interés ecológico es muy limitado; depende totalmente de las aguas subterráneas del acuífero superior del delta y su salinidad viene regulada por los aportes de agua dulce local y del cordón de dunas litoral (Custodio et al, 2009).

Figura 4.8.3 Vista del delta del Llobregat con los humedales actualmente existentes. Ca l'Arana y La Ricarda están entre el cauce final actual del Llobregat y el aeropuerto y El Remolar y La Murtra en el lado E del aeropuerto. El canal de remo está intersectando el rótulo Castelldefels.

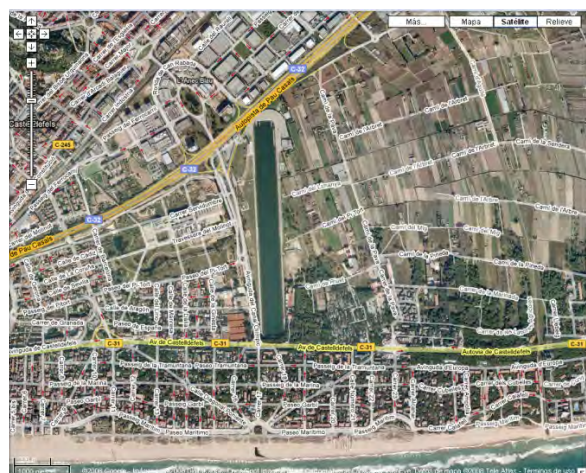


Figura 4.8.4 Vista del canal de remo olímpico del delta del Llobregat.

En la laguna de **La Ricarda** el nivel está en el entorno de 0,5 m, variando de 0,1 a 0,75 m; la conductividad eléctrica puede llegar hasta 73 mS/cm. La piezometría en **Ca l'Arana** es < 0,5 m y de 1,0 m en la Terminal 2 del Aeropuerto.

La salinidad de la laguna de **El Remolar** es muy variable, de 5 a 21,5 g/L Cl y puede superar en ocasiones a la marina por evaporación; está muy contaminada por aguas residuales, de modo que el NH_4 puede llegar

hasta 39 mg/L, con un contenido en NO_3 entre 0 a un máximo de 4 mg/L, a causa del predominio de situaciones anóxicas, y Fe^{2+} hasta > 8, 4 mg/L ocasionalmente; se encuentra hasta un máximo de 100 mg/L de sustancias que reaccionan como tensoactivos, el TOC llega excepcionalmente hasta > 10 mg/L, el B hasta 3.5 mg/L, el As en general es < 10 $\mu\text{g/L}$ con un máximo de 120 $\mu\text{g/L}$, a veces con algo de Pb (< 25 $\mu\text{g/L}$) y Ba hasta 0,4 mg/L (datos de 5-05-2005). El nivel piezométrico varía entre 0,5 y 0,7 m.

En el **Delta de L'Ebre** hay algunas salidas importantes de agua subterránea en diversos “ullals”, de los que quedan funcionales el de La Carroba (no es propiamente costero) y el conjunto **Ullals de l'Arispe–Baltasar**, entre Amposta y Sant Carles de La Ràpita, que tiene

cierta moderada salinidad por la combinación de lavado de la interfaz agua dulce–agua salada y expulsión de agua salina de los sedimentos del delta en el proceso compactación. El agua se utiliza en parte para riego del entorno (Figura 4.8.5).

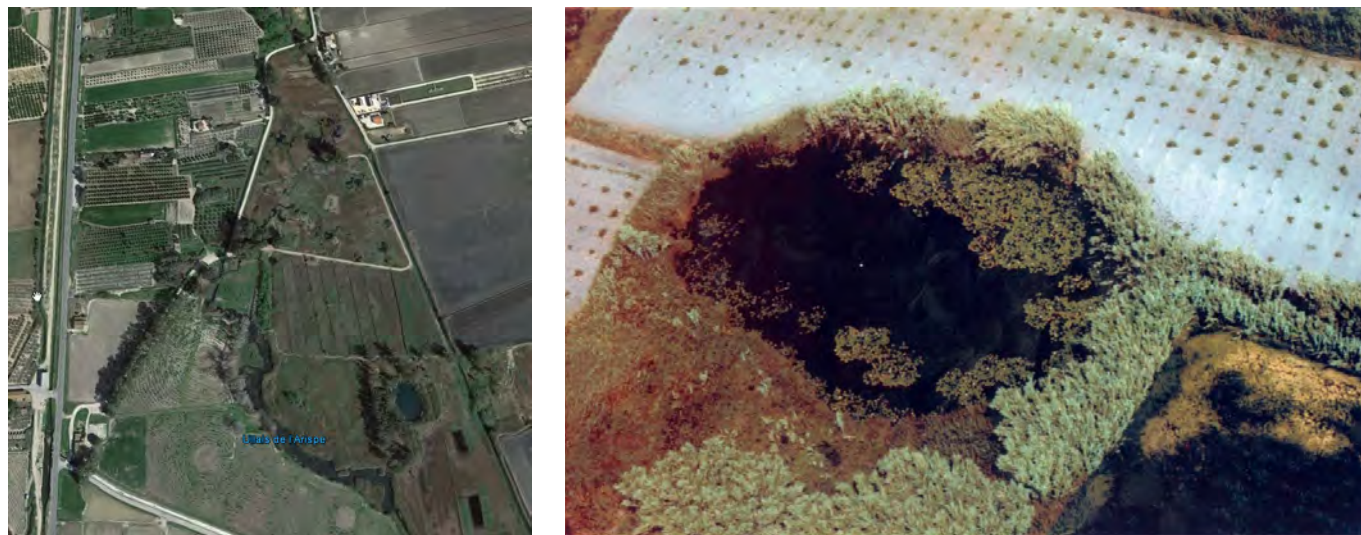


Figura 4.8.5 Vista del emplazamiento de los Ullals de l'Arispe (vista general superior) y del Ullal de Baltasar (foto inferior), en el borde interior de la margen derecha del delta de L'Ebre.

El Delta de L'Ebre es de origen muy reciente. Su estado actual, con una fuerte progradación en el mar, es el resultado de una intensa denudación climática y antrópica de la cuenca del Ebro. Actualmente está en retrogradación al haber disminuido los aportes terrígenos. Esta retrogradación causa gran preocupación a la población local y a las instalaciones turísticas, pero es un proceso natural en marcha y que se agrava por el lento ascenso del nivel del mar. En el interior del delta hay numerosos humedales, residuales del proceso de migración del cauce fluvial y sus diques y de la dinámica de dunas costeras, como muestra la Figura 4.8.6. Las principales áreas lagunares actuales se muestran en la Figura 4.8.7. La dependencia del agua subterránea es mal conocida. En gran parte están influidas por el aporte de agua de los canales de riego y de las necesidades de inundación y secado de las extensas áreas dedicadas al cultivo del arroz. Los niveles generales se controlan artificialmente mediante compuertas y estaciones de bombeo de gran caudal y poca altura de elevación (tornillos de Arquímedes), como muestra la Figura 4.8.8. En el entorno de la Isla de Buda, donde el drenaje es menos activo, se encuentran salmueras de evaporación que por densidad ocupan la parte inferior del acuífero superior deltaico.



Figura 4.8.6 Vista del delta de L'Ebre y sus humedales.

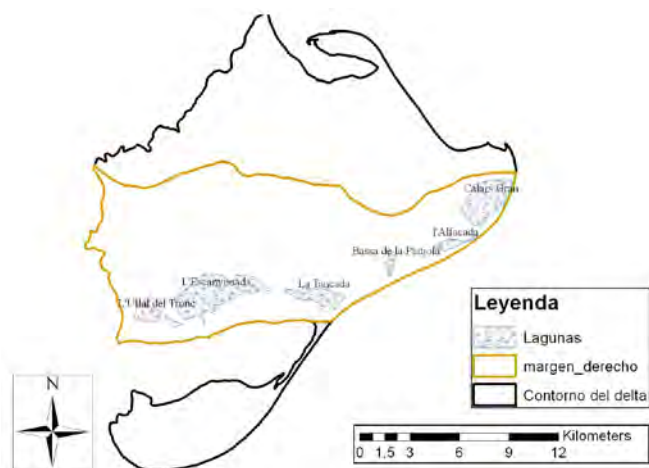


Figura 4.8.7 Humedales de la margen derecha del delta de L'Ebre.

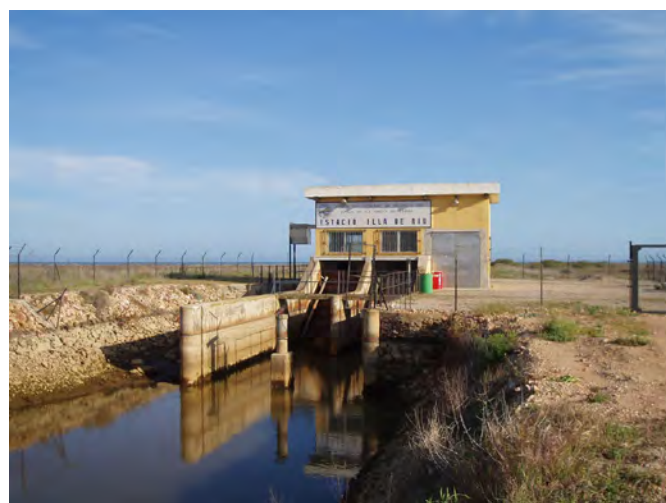


Figura 4.8.8 Una de las estaciones de bombeo litorales del Delta de L'Ebre para el control de los niveles del agua superficial e indirectamente del nivel freático.

En el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Xúquer) se relacionan los humedales costeros que corresponden a su territorio (Tabla 4.8.2). En el Plan

se establecen los requerimientos de agua y las salidas de agua continental subterránea al mar (Tabla 4.8.3), que en parte se apoya en IGME–UJI (2009).

Tabla 4.8.2 Humedales costeros que corresponden al Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Xúquer).

Código MASb	Nombre MASb	Salidas a humedal (hm ³ /año)	Salidas a río (hm ³ /año)	Salidas a mar (hm ³ /año)	Total restricciones (hm ³ /año)
080.107	Plana de Vinaroz	4,5	0,0	26,4	30,9
080.109	Maestrazgo Oriental	1,0	0,8	71,7	73,5
080.110	Plana de Oropesa-Torreblanca	4,8	0,0	12,5	17,3
080.127	Plana de Castellón	0,6	7,1	38,3	46,0
080.128	Plana de Sagunto	3,0	0,0	8,3	11,3
080.141	Plana de Valencia Norte	15,2	4,0	23,5	42,7
080.142	Plana de Valencia Sur	30,5	5,4	27,4	63,3
080.151	Plana de Jaraco	4,7	0,0	4,7	9,4
080.152	Plana de Gandía	0,0	0,1	12,2	12,3
080.163	Oliva-Pego	3,3	0,0	0,7	4,0
080.164	Ondara-Denia	0,0	1,1	1,1	2,2
080.165	Montgó	0,0	1,2	1,2	1,2
080.179	Depresión de Benisa	0,0	16,5	16,5	17,3
080.180	Jávea	0,0	1,5	1,5	1,5
080.184	San Juan-Benidorm	0,0	2,6	2,6	4,2
080.190	Bajo Vinalopó	3,0	10,4	10,4	14,6

Tabla 4.8.3 Evaluación de los requerimientos de agua subterránea de descarga al mar y a los humedales costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (PHJ, 2015, extraído de la tabla 28 del anejo 5 de la Memoria).

Humedal	Masa Subterránea	Volumen subterráneo (hm ³ /año)	Volumen subterráneo total (hm ³ /año)
Marjal d'Almenara	Plana de Carstellón	0,6	14,3
	Plana de Sagunto	0,8	
	Medio Palancia	12,9	
Marjal dels Moros	Plana de Sagunto	2,2	2,2
Marjal de Rafalell y Vistabella	Plana de Valencia Norte	1,4	1,4
L'Albufera de Valencia	Plana de Valencia Norte	13,8	41,3
	Plana de Valencia Sur	27,5	
Balsa de San Lorenzo	Plana de Valencia Sur	3,0	3,0
Estany de Cullera	Plana de Jaraco	3,0	3,0
Marjal de Pego-Oliva	Almirante Mustalla	3,0	7,5
	Oliva-Pego	3,3	
	Alfaro-Segaria	1,2	
Els Bassars-Clot de Galvany	Bajo Vinalopó	0,2	0,2
Salinas de Santa Pola	Bajo Vinalopó	2,8	2,8
TOTAL		75,7	75,7

Justo al norte de **Peníscola** (Peñíscola) había marjales bien desarrollados, que hoy están maltrechos a causa de una expansión reciente de la urbanización a lo largo de la costa. Entre Peníscola y Alcossebre, al Sur, hay salidas importantes de agua subterránea recargada en el Maestrazgo (Maestrat) y Serra d'Irta (Figura 4.8.9 y Apartado 3.3.1 de la Sección 3.1 del Capítulo 3) que afectan al mar del entorno. En la propia Peníscola aflora el **Ullal de l'Estany**, en el borde del castillo y bajo la muralla. Este ullal (manantial) era de gran valor estratégico local durante los numerosos asedios que

se produjeron a lo largo de la historia. Los estudios realizados por García-Solsona et al. (2010) estiman unas salidas al mar en el área de Torre Badú, justo al Sur de Peníscola, de 25 a 70 hm³/año, mediante un balance de ²²²Rn; esta descarga flota y se ve en imaginería en el infrarrojo térmico cuando el contraste térmico es suficiente. El 1/3 del agua costera está modificada por agua subterránea salobre que aporta de 1,5 a 8,3 mmol·m⁻²·d⁻¹ de N y de 19 a 40 μmol·m⁻²·d⁻¹ de P inorgánico disuelto. En Alcossebre hay también importantes descargas concentradas al mar.

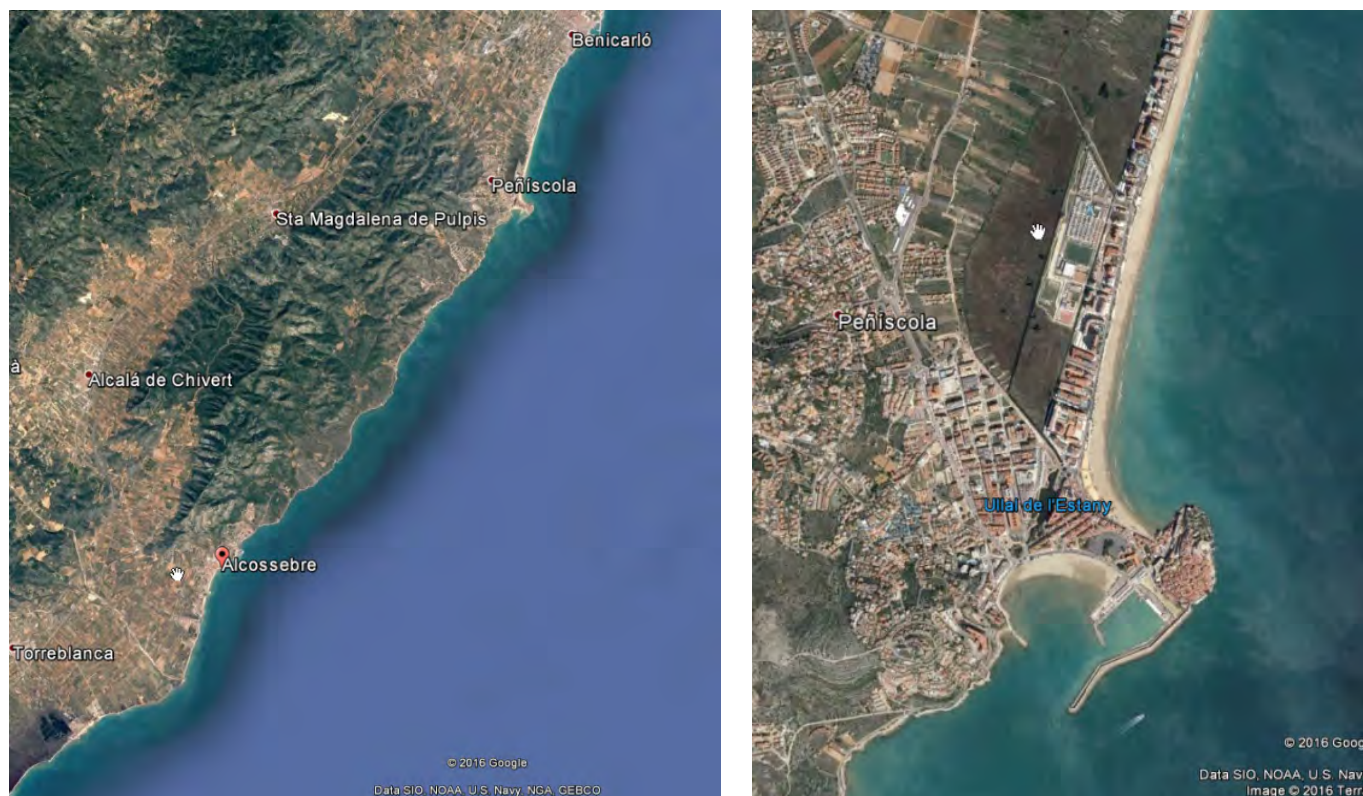


Figura 4.8.9 Vista del entorno de Peñíscola (Peñíscola)–Alcossebre.

En la depresión costera de **Oropesa–Torreblanca** existe el humedal de **Prat de Cabanes** (Figura 4.8.10). Tiene forma alargada según la costa de 1 km x 9 km, tras un

cordón de dunas de 8 km y de 20 m de ancho y 3 m de alto; contiene 3–4 m de turba, que está en explotación.



Figura 4.8.10 Vista del entorno del humedal de Prat de Cabanes en la depresión costera de Oropesa–Torreblanca.

En el entorno de la **Plana de Sagunt** se encuentran el **Marjal d'Almenara** y el **Marjal dels Moros** (Giménez et

al., 2007), cuya situación se muestra en la Figura 4.8.11.

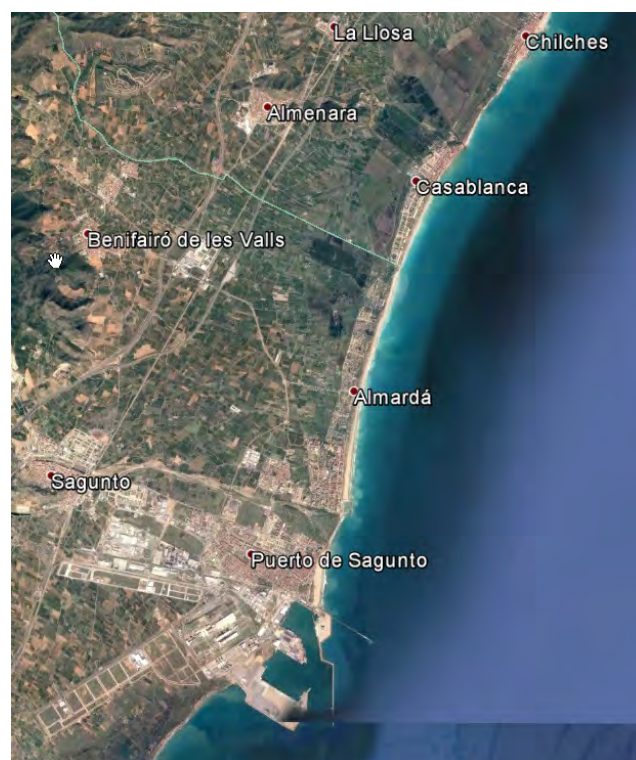


Figura 4.8.11 Marjal d'Almenara y Marjal dels Moros, en el entorno de la Plana de Sagunt.

La dependencia del agua subterránea de la **Albufera de Valencia** es actualmente pequeña debido a los aportes de aguas superficiales de los canales de riego (Figura

4.8.12). No es este el principal problema de gestión hidroecológica.

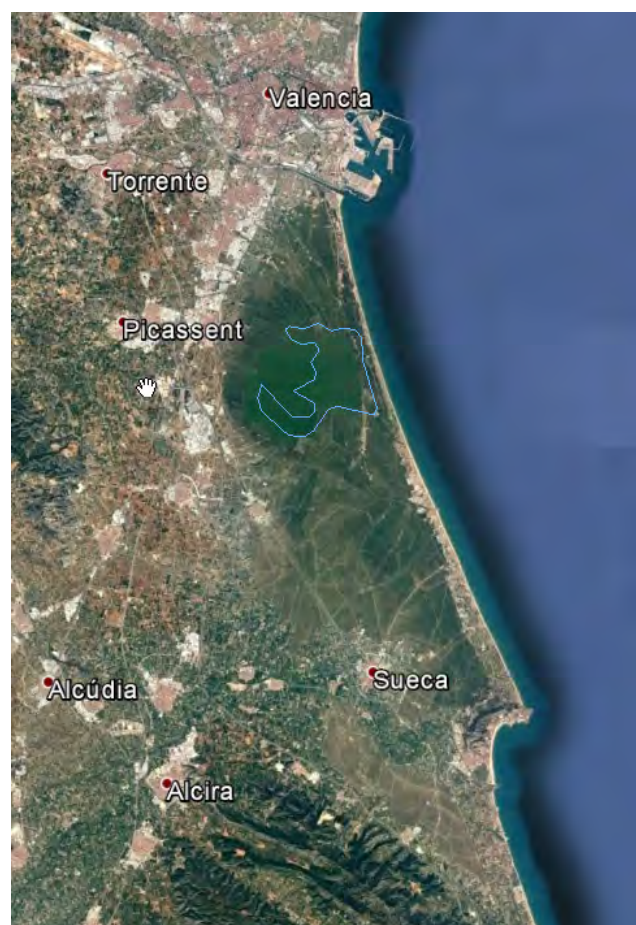


Figura 4.8.12 Albufera de Valencia.

El **Marjal de Oliva–Pego** (Figura 4.8. 13) ha sido objeto de diversos estudios en el pasado sobre el efecto de

la explotación local de las aguas subterráneas (Viñals, 1996). Actualmente parece en recuperación.

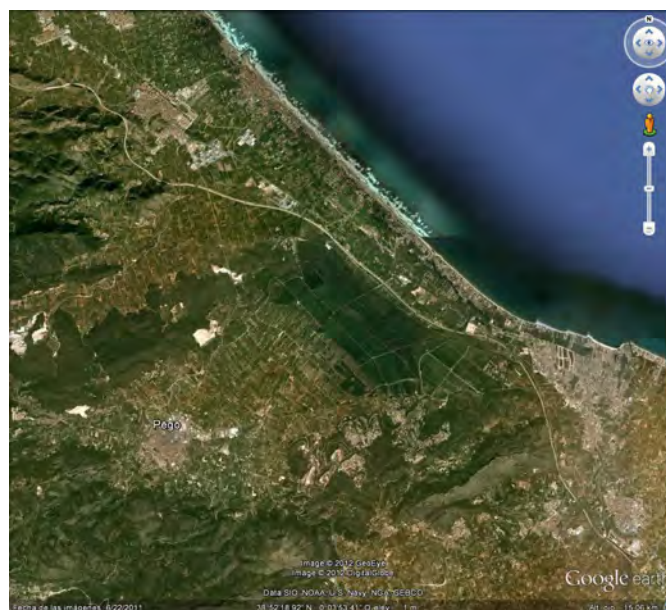


Figura 4.8.13 Marjal de Oliva–Pego.

En **Xàbia** (Jávea) funciona desde 2002 una planta desalinizadora de agua del mar por osmosis inversa (Fernández Torquemada et al., 2004). La capacidad nominal es de 27.000 m³/d y produce 6700 m³/d; se considera una ampliación hasta 40.000 m³/d. La alimentación es mediante agua subterránea extraída de pozos de 200 m de profundidad. La salmuera de 43 a 90 g/kg, con aditivos, se vierte al mar mediante un canal artificial (Canal de la Fontana) en la playa del Arenal. El vertido se diluye bien en el agua marina local (el agua del mar en Alicante tiene 36–38 g/kg de sales), salvo deficiencias en verano. Según datos locales, a 300 m mar adentro ya se ha diluido. Antes del vertido se diluye con agua del mar en proporción 4/1, lo que reduce la salinidad de 69 a 44 g/kg. Se trata de un área ya degradada y muy dinámica. Afecta a la *Posidonia* oceánica, que es una fanerógama marina.

El **Saladar de Agua Amarga** es un humedal costero salino situado hacia el Sur de la población de Alicante (Alacant) (Figura 4.8.14). Anteriormente era explotado para la producción de sal marina. Actualmente está afectado por las captaciones mediante pozos de las plantas desalinizadoras de agua del mar de Alicante (Mancomunidad de los Canales del Taibilla). Se dispone de una red de control y un modelo 3D SEAWAT para estudiar los efectos (Alhama–Manteca, 2011; Alhama–Manteca et al. 2012a; 2012b; 2012c). Un poco más al Sur está el humedal de **Clot d'en Galvany** (De la Hera et al., 2013). La vista de detalle está en Figura 4.8.15 y su ubicación relativa a los otros humedales del área se muestra en la Figura 4.8.16.



Figura 4.8.14 Saladar de Agua Amarga..



Figura 4.8.15 Clot d'en Galvany..

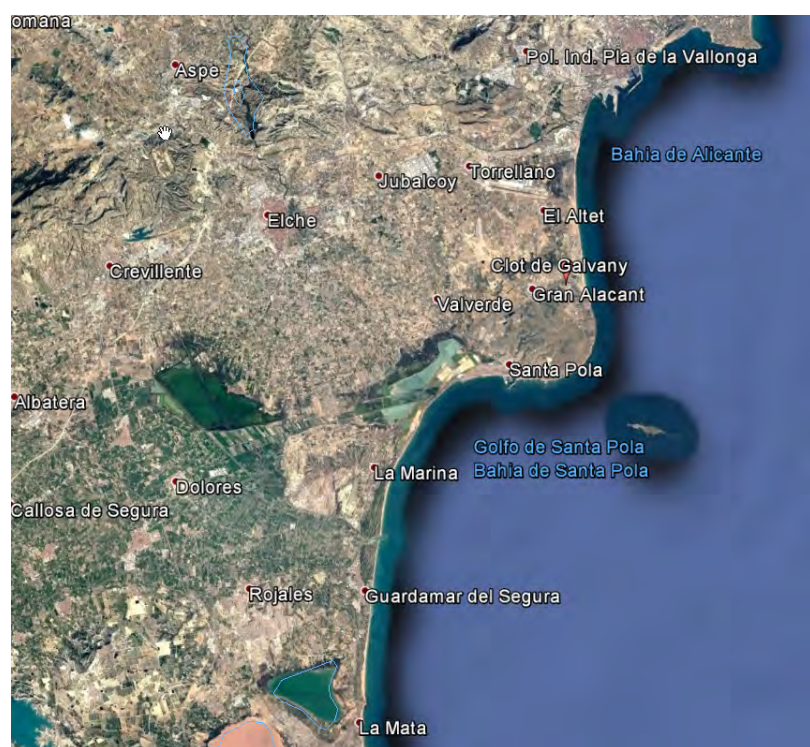


Figura 4.8.16 Vista de la porción SE de la provincia de Alicante (Alacant) que muestra la posición de los humedales de Agua Amarga (cercano a El Altet), Clot d'en Galvany, Salinas de Santa Pola y lagunas y salinas de Torre Vieja en el extremo S (La Mata).

En la **Cuenca del Segura** el principal humedal es el **Mar Menor**, en el **Campo de Cartagena**. Se trata de una gran albufera cerrada por una barra arenosa continua. La superficie ha pasado de 185 km² a los 135 km² actuales (Giménez Casaldueiro, 2017). Almacena 591 hm³. A mediados del siglo XX el 35% de la laguna tenía > 6 m y llegaba a > 7 m, pero actualmente < 20% tiene > 6m y no se llega a los 7 m (Giménez Casaldueiro, 2017), con un valor medio de 4,5 m. Sin embargo, según el Instituto Español de Oceanografía, la profundidad ha aumentado algo recientemente al disminuir la pradera de posidonia y por efecto de elevación del nivel del agua por aumento de caudales aportados.

El Mar Menor tiene dos estrechas golas (canales) artificiales excavadas de conexión con el Mar Mediterráneo (localmente llamado el Mar Mayor): Marchamalo al S y El Estacio al N. La barra (manga) tiene 22 km y un ancho entre 100 y 1200 m (Figura 4.8.17). Existe una tercera conexión.

El Mar Menor es hipersalino por evaporación y escasa tasa renovación. La salinidad en el siglo XIX era de 70 g/L, pero ha disminuido hasta los 47 a 52 g/L actuales (alrededor de 70 mS/cm), en especial desde 1970, cuando la gola de El Estacio se adaptó para ser accesible para pequeñas embarcaciones. El flujo de intercambio se evalúa en 800 hm³/a [JGM]. El tiempo de renovación del agua en la albufera es de 0,6 a 1,2 años

y se hace principalmente por la gola central. La temperatura del fondo varía de 8 a 30 °C. El cuerpo de agua está bien mezclado, salvo por la mañana temprano; el viento y la presión atmosférica influyen notablemente.

Existen algunos afloramientos volcánicos como islotes dentro del Mar Menor. Está en un contexto geológico complejo en cuanto a las conexiones marinas (Rodríguez Estrella 2004). Cerca de San Javier-San Pedro del Pinatar está la elevación de Cabezo Gordo, fuera de lo que es hoy Mar Menor; era un posible lugar de descarga de agua subterránea profunda, antes de la intensa explotación actual de los acuíferos del campo de Cartagena.

A lo largo del litoral interior del Mar Menor hay tres humedales, que de N a S son Playa de Hita (cerca de Los Alcázares), Marina del Carmolí (en el centro) y Lo Poyo (Esteve Selma et al., 2016).

En estado natural, la descarga continental al Mar Menor se limitaba a la subterránea difusa y colectada al final de las ramblas y la ocasional escorrentía superficial. Actualmente el aporte de aguas externas del Transvase Tajo Segura al Campo de Cartagena (Rodríguez Estrella, 2000) y en parte la disminución de reservas de agua subterránea han alterado notablemente el total y el régimen de las descargas.

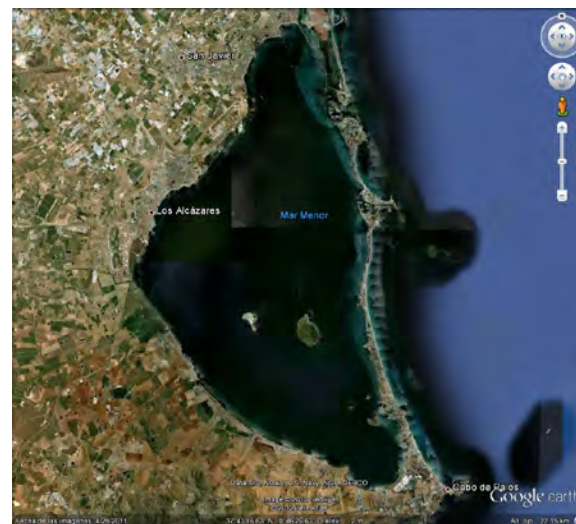
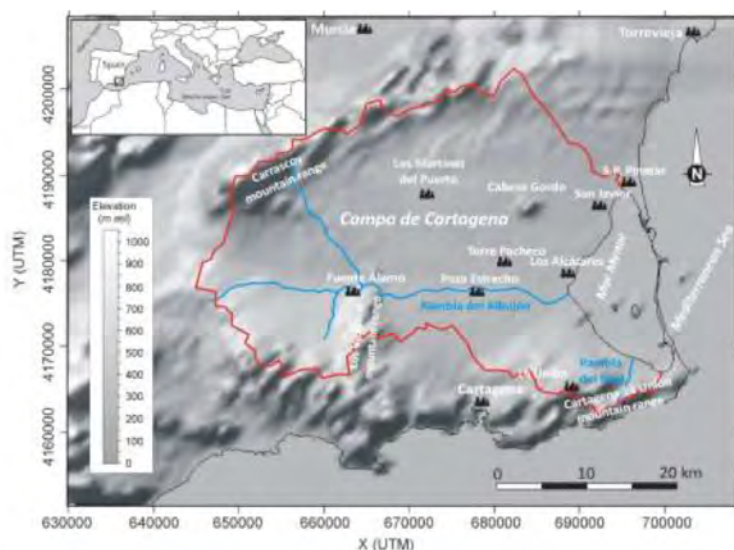


Figura 4.8.17. Campo de Cartagena y Mar Menor

Los aportes de agua continental superficial al Mar Menor se hacen por algunos pequeños arroyos (ramblas), entre los que el de mayor entidad es la Rambla del Albuñón (Álvarez Rogel et al., 2017) (Figura 4.8.18). El agua procede de drenajes agrícolas, de algunos vertidos de población y de las descargas del rechazo salino y rico en NO_3 de las muy numerosas plantas de desalobración por ósmosis inversa de aguas subterráneas del acuífero Cuaternario y Plioceno en la parte sur del Campo de Cartagena. Existe un salmueroducto ramificado que construyó tiempo atrás el Ministerio de Obras Públicas, que descarga al tramo inferior de la Rambla del Albuñón. En la actualidad, el agua de la Rambla de Albuñón que llega al Mar Menor es casi

exclusivamente un vertido de salmueras con alto contenido en NO_3 , ya que al menos desde 2013 no recibe aguas de población.

Desde agosto de 2016, la administración (CHS) intenta eliminar los vertidos superficiales al Mar Menor. Ante la falta de autorizaciones de vertido de las plantas de desalobración, se ha procedido al sellado de los puntos de vertido al salmueroducto para que cesen los vertidos a Rambla del Albuñón. Los vertidos han disminuido notablemente, aunque aún existen vertidos ilegales, especialmente cuando se producen varias semanas seguidas sin lluvia.



Figura 4.8.18 Ramblas vertientes al Mar Menor (Baudron et al., 2016) y conexiones entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo

Le reducción de los vertidos superficiales no es suficiente ya que también hay un importante aporte subterráneo de agua continental al Mar Menor a lo largo de la costa interior. Todos estos aportes contribuyen abundantes nutrientes, en especial N como NO_3 (García-Pintado et al., 2007), que es muy elevado en las aguas del acuífero superior. Esto produce notables cambios en la albufera (Pérez-Ruzafa et al., 2002; 2005), que pueden llegar a crear problemas de turbidez en momentos estivales, como el episodio del verano de 2016, con persistencia posterior.

Como se expone en la Sección 3.4 del Capítulo 3, el agua subterránea que descarga en el Mar Menor es salobre, principalmente por retornos de riego con alto contenido en NO_3 (hasta 300 mg/L NO_3) y también por infiltración de rechazos de las plantas desaladoras, desde hace algunas décadas. Ha ido creciendo con el tiempo.

Es difícil identificar y medir el intercambio de agua subterránea entre el territorio y el Mar Menor. Se ha intentado mediante tomografía geoelectrónica (Rey et

al., 2013). Los estudios de la descarga de agua subterránea continental realizados por Baudron et al. (2015; 2016) mediante el contenido natural de ^{223}Ra , ^{224}Ra y ^{222}Rn estiman un total de 40–220 hm^3/a , de los que unos 8 son visibles en la parte final de las ramblas y el resto es difuso. El principal inductor de la descarga es el bombeo mareal, que se compone de 2–23% de agua subterránea (unos 130 hm^3/a). La descarga total evaluada es de 440, 1900 y 1300 hm^3/a , según sea el isótopo radioactivo. El caudal de descarga continental, estimado groseramente por consideraciones hidrodinámicas, es de unos 60 hm^3/a . Posiblemente está notablemente sobrevalorado. Las incertidumbres son aún grandes y se requieren estudios complementarios y más dilatados en el tiempo para disminuirla. El efecto de marea hace que las condiciones de descarga varíen mucho a lo largo del día (Figura 4.8.19a). La variabilidad a lo largo del año está influida por las de la agricultura y la importación de agua, además de los cambios de un año a otro, modulados por la regulación que introduce el acuífero. Los resultados medios se muestran en el esquema de la Figura 4.8.19b.

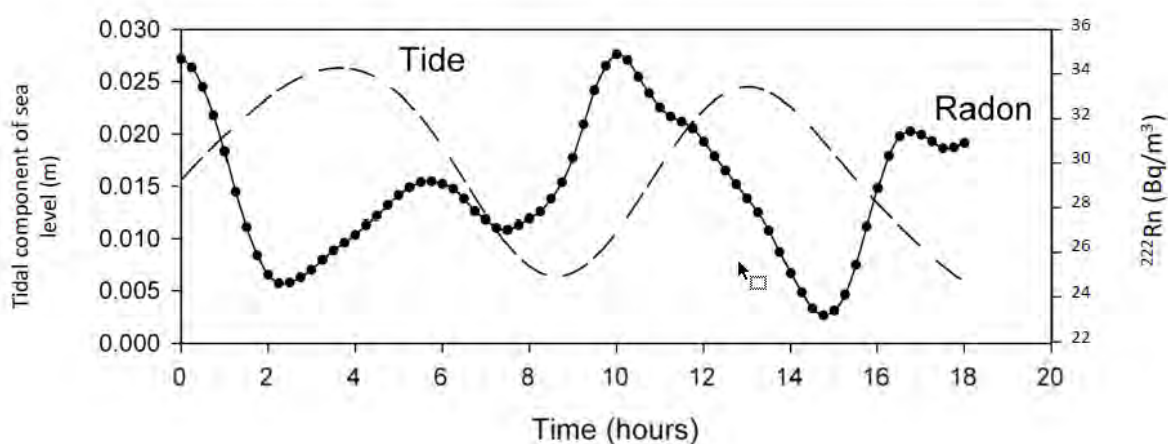


Figura 4.8.19a Medidas repetidas de la concentración en ^{222}Rn en un mismo lugar del Mar Menor, que tiene un notable exceso respecto al Mar Mediterráneo. Se muestra el efecto de bombeo de la marea (Baudron et al.; 2015; 2016)

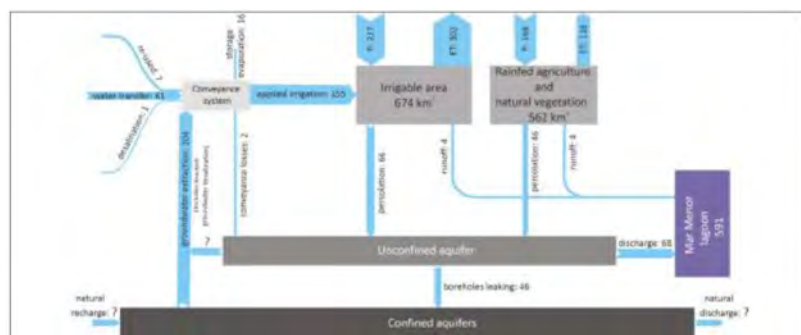


Figura 4.8.19b Representación esquemática de los flujos de agua en el Campo de Cartagena y su relación con el Mar Menor, según Jiménez-Martínez et al. (2016). Valores en $\text{hm}^3/\text{año}$ con anchura de las flechas proporcionales
P = precipitación; ET = evapotranspiración.

La restauración de parte de las condiciones previas del Mar Menor, de forma que la conservación sea compatible con una explotación agrícola razonable en el Campo de Cartagena, requiere estudios de detalle antes de hacer grandes inversiones. Estas podrían resultar poco efectivas si no son las adecuadas. Perni et al. (2011) han evaluado el coste de rehabilitación.

Se puede tratar de reducir la aportación de agua subterránea al Mar Menor mediante un colector periférico en tubería, con juntas abiertas, en lecho de gravas. Parte de esta infraestructura está ya parcialmente construido, aunque no siempre con la profundidad adecuada para un buen drenaje. El agua interceptada debe ser bombeada y conducida al mar por salidas en los extremos N y S de la barra arenosa (manga) y allí verterla a emisarios submarinos que permitan su difusión, sin daños a la ecología marina. La descarga de nutrientes al Mar Menor o en su caso al posible dren de interceptación (Martínez y Macías, 2012) es esencialmente por vía subterránea y se mantendrá al menos durante décadas,

El MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) tiene previsto redactar un proyecto de colector de vertidos a lo largo de la costa interior del Mar Menor, con una inversión de 0,7 M€, que complete y repare lo que hasta el momento está ya construido y pueda servir para interceptar la descarga de aguas subterráneas con alto contenido en nutrientes. Si el proyecto fuese efectivo, habría que resolver como llevar el agua recolectada hasta el Mar Mediterráneo y verterla de forma compatible con el medio marino.

Existe actualmente un proyecto gestionado por La Comunidad Autónoma de Murcia, que financia un proyecto iniciado en 2016, de unos 5 M€ (obra y explotación), para reducir el aporte de NO_3 al Mar Menor por la Rambla del Albujón, mediante unas 40 ha de filtros verdes, con la asesoría de la UPC [JLGA y JHD].

La CAM (Consejería de Agua y Medio Ambiente) del Gobierno de la Región de Murcia, creó en el verano de 2016 un Comité para el estudio de las pobres condiciones en el Mar Menor y proponer medidas para hacer compatible el buen estado del Mar Menor con la agricultura. Se ha propuesto construir un humedal artificial para tratamiento de las aguas superficiales que vierten a la Rambla del Albujón para operar en verano 2016 y la instalación de dos plantas piloto de bioelectrogénesis para reducir el contenido en NO_3 , según el proceso

desarrollado en la Universidad de Alcalá de Henares, al que se atribuye una eficacia del 90%.

En la costa de la Región de Murcia hay varios humedales que forman parte de los inventarios autonómico y nacional (CAAMA, 2001). Se trata de:

- 1) Saladares costeros: estepas salinas sobre los rellenos sedimentarios de playas, cañadas, antiguas bahías; hay seis o siete inventariados; dos están en las orillas del Mar Menor y son paisajes y ecosistemas muy diferentes a los otros
- 2) Charcas naturales y artificiales (antiguas graveras) en o cerca de la desembocadura de ramblas (2); son importantes para las aves acuáticas ya que son los únicos puntos de agua dulce en una gran extensión
- 3) Salinas: son artificiales y dos de ellas están en el Mar Menor.

En la **Andalucía mediterránea** hay diversos humedales costeros de interés, buena parte de los cuales tienen o han tenido problemas de salinidad.

En el entorno del **Cabo de Gata** existen unos humedales que son residuales de posiciones anteriores de la línea de costa (Figura 4.8.20). Contienen aguas hipersalinas, por evaporación, que ocupan posiciones inferiores. Esto fue la causa de los problemas surgidos para alimentar con agua subterránea la planta desalinizadora de Rambla Morales.



Figura 4.8.20 Humedales del Cabo de Gata.

En el delta del Andarax, junto a Almería, se encuentra el pequeño humedal de la Laguna del Charco, que recibía en el pasado salmueras de desalobración de planta en el entorno (Daniele et al., 2011; Sola et al., 2014). El agua que contiene tiene una salinidad del 10 al 60% de la ma-

rina en la parte superior y del 25 al 35% en la parte inferior, pero puede haber salmueras en el acuífero debajo que pueden ser salmueras de evaporación, generadas durante el Holoceno.



Figura 4.8.21 Campo de Dalías y humedales. La Balsa del Sapo está junto a las Norias de Daza

En el **Campo de Dalías** (Figura 4.8.21) se encuentran algunos pequeños humedales. En el centro del área existe un espacio natural endorreico entre El Ejido y La Mojonera, en el término municipal de El Ejido, situado al E de La Mojonera y al SW de Norias de Daza. Allí se ha desarrollado la **Balsa del Sapo** (Ortega Carrera y Ribas Martínez, 2012), de hasta 130 ha y 10 m de profundidad media, que ocupa el terreno excavado para extraer material arcilloso y su entorno. Es el resultado del abandono de las extracciones de agua subterránea del acuífero superior, el cual recibe los excedentes de riego y las posibles fugas de las redes de distribución, aunque estas se estiman pequeñas. Se ha producido una acumulación de extensión creciente y que afecta a las áreas cultivables próximas, que no está del todo compensada por la evaporación. El humedal consiste en dos vasos separados por una carretera. En 2011

el nivel era de 26,5 m, ascendiendo, y cada vez con mayor riesgo de inundaciones catastróficas tras tormentas. Para evacuar el exceso de agua, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía instaló en 2004 una impulsión de 180 L/s; 60 L/s de agua tomada en una cámara de bombeo a 19 m se eleva a 105 m para verterla a la Rambla de Cercauz mediante una conducción de 7,4 km y en 2006 llevarla al mar, en el municipio de Roquetas, para evitar retornos. En 2011 se redactó un proyecto para evacuar 688 L/s en 4 meses (7,13 hm³) y dejar un nivel de seguridad de 22,5 m.

Entre Roquetas de Mar y El Ejido existe el pequeño humedal de Cerrillo–Punta Entinas (Sánchez–Martos et al., 2014). Cerca de Balerma existe el pequeño humedal de Balerma–Las Marinas (Figura 4.8.22).



Figura 4.8.22 Humedal de Balerma–Las Marinas. Al fondo, la Sierra de Gádor, con nieve en la cumbre.

Al E del Campo de Dalías está el **Delta del Adra** (Figura 4.8.23). En su lado derecho estaba la Albufera Ancha,

hoy desaparecida, y en el extremo occidental del lado izquierdo quedan albuferas–marismas.



Figura 4.8.23 Delta del Adra y humedales que subsisten en el lado costero occidental.

En la desembocadura del río **Guadalhorce** (Málaga), en el lado S, cerca del aeropuerto, entre dos brazos del río (Figura 4.8.24), existe un humedal de origen antrópico (Nieto López et al., 2015). Contiene agua salina del tipo $Mg-SO_4-Cl$, que en la costa evoluciona hacia el tipo

$Na-Cl$. Ahí el río es ganador. La conductividad eléctrica en el acuífero crece desde 15–35 mS/cm lejos de la costa y en profundidad hasta 30–90 mS/cm cerca de la costa y hasta >90 mS/cm (hipersalina) por evaporación en el río viejo y la charca.

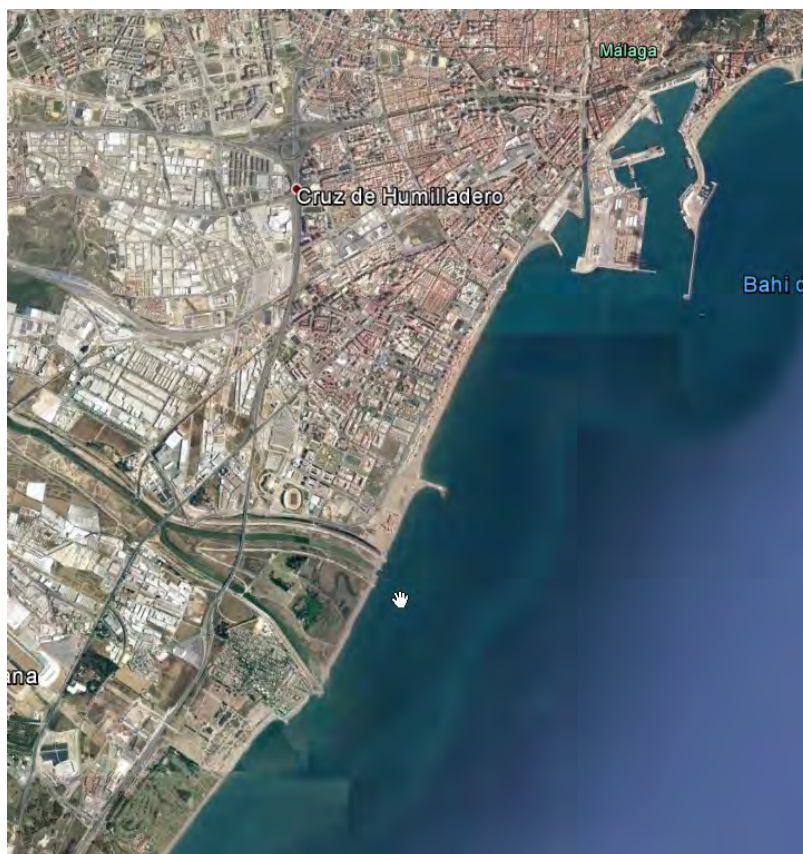


Figura 4.8.24 Humedales de la desembocadura del río Guadalhorce, Málaga.

En **Baleares**, el único humedal de entidad es S'Albufera de Mallorca. Las Salinas de Eivissa–Formentera son humedales costeros que presumiblemente no tienen dependencia del agua subterránea.

S'Albufera de Mallorca está en el lado NE de la isla de Mallorca, en Sa Pobla y Muro (Figura 4.8.25). Se trata de un antiguo humedal alimentado principalmente por manantiales en su parte interior y ocasionales desbor-



Figura 4.8.25 S'Albufera de Mallorca en época seca.

En las **Islas Canarias** no hay humedales costeros de relevancia y no se han encontrado estudios que relacionen las características de las aguas marinas litorales con la descarga de agua subterránea insular. En el S de Gran Canaria, en la desembocadura del Barranco de Maspalomas (aguas arriba es el barranco de Fataga) existe un notable palmeral y una lagunita, **Charca de Maspalomas**, separada del mar por una barra arenosa litoral en conexión con un importante campo de dunas y rodeada por establecimientos turísticos. Es un área muy antropizada, pero de notable interés turístico, por lo se ha hecho un esfuerzo de conservación y se ha restaurado la charca. Actualmente es predominantemente artificial (Figura 4.8.26), con razonable buena calidad del agua, tras un periodo de fuerte eutroficación.

Figura 4.8.26 Vista de la Charca de Maspalomas, sur de Gran Canaria.

damientos del torrente (Torrent de Sant Jordi), que lo cruza por el N. El área fue transformada y muy modificada para el cultivo y después abandonada, con lo que ha revertido a un humedal. Actualmente es importante fáusticamente, tiene un gran número de visitantes y se realiza un notable esfuerzo de conservación. Comparando la Figura 4.8.25 con la 4.8.26 se ve el contraste entre una época seca y una época húmeda.

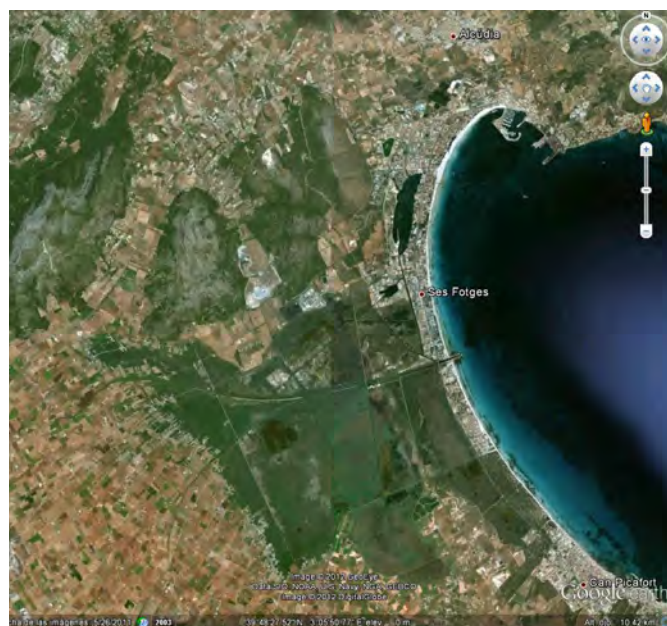


Figura 4.8.25 S'Albufera de Mallorca en época húmeda.



4.9 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea

pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

África de la Hera Portillo. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid

Marisol Manzano Arellano. Prof. Universidad Politécnica de Cartagena

4.10 Referencias

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[HT] Hernán Tejera. Secretario General de ASAGA. Tenerife

[JHD] Jorge Hornero Díaz. IGME. Unidad Territorial de Murcia

[JGM] Jesús García Martínez. Jefe Planificación. Conf. Hidrográfica Segura

[JLGA] José Luis García Aróstegui. IGME. Unidad Territorial de Murcia

Aldous, A.R., Bach, L.B., (2014). Hydro–ecology of groundwater–dependent ecosystems: applying basic science to groundwater management. *Hydrol. Sci. J.*, 59(3–4): 530–544.

Adler, J.H. (2008). Water marketing as an adaptive response to the threat of climate change. *Case Western Reserve University, School of Law. Hamline Law Review*, 31(3): 730–754.

Alhama–Manteca, I. (2011). Relaciones hidrogeológicas y medioambientales entre el Mar Mediterráneo: El Saladar y el acuífero de Agua Amarga (Provincia de Alicante): incidencia de las explotaciones de las desaladoras de Alicante I y II y medidas correctoras. Tesis Doctoral. UPCT.

Alhama Manteca, I., Rodríguez Estrella, T., García García, C. (2012a). Efectos de la actualidad salinera en el saladar costero de Agua Amarga (sureste de España) sobre la captación de aguas para las plantas desaladoras de Alicante I y II. *IV TIAC, Alicante, I*: 549–558.

Alhama, I., Rodríguez–Estrella T., Alhama, F. (2012b). Hydric restoration of the Agua Amarga saltmarsh (SE Spain) affected by abstraction from the underlying coastal aquifer. *Water Resources Management*, 26: 1763–1777.

Alhama Manteca, I., Alhama, F., Rodríguez Esterlla, T. (2012c). Chemical and physical parameters as trace markers of anthropogenic–induced salinity in the Agua Amarga coastal aquifer (southern Spain). *Hydrogeol. J.*, 20: 1315–1329.

Álvarez Rogel, J., Esteve Selma, M.A., Faz Cano, A., León León, V.M., Martínez Fernández, J., Martínez Sánchez, J. (2017). Cuencas vertientes y humedales litorales. En: Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, Informe Integral sobre el Estado Ecológico del Mar Menor. Región de Murcia y Espacios Naturales Región de Murcia. Cap. 4: 87–112. <http://canalmarmenor.es/download/40/comite-cientifico/1594/informe-integral-sobre-el-estado-ecologico-del-mar-menor.pdf>

Baudron, P., Cockenpot, S., Lopez–Castejon, F., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., Garcia–Arostegui, J.L., Martinez–Vicente, D., Leduc, C., Claude, C. (2015). Combining radon, short–lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). *J. Hydrol.*, 525: 55–71.

- Baudron, P., García Aróstegui, J.L., Gilabert, J., Lopez-Castejón, F., Cockenpot, S., Radakovitch, O., Leduc, C., Mayer, A., Claude, C. (2016). Groundwater discharge to coastal lagoons: Quantifying “invisible” but crucial water fluxes. The Mar Menor lagoon case (Spain). Eurolac, Murcia 2016 (ppt).
- Bertrand, G., Goldscheider, N., Gobat, J-M., Hunkeler, D. (2012). Review: From multi-scale conceptualization to a classification system for inland groundwater-dependent ecosystems. *Hydrogeol. J.*, 20(1): 5–25.
- Betancur, T., Bocanegra, E., Manzano, M., Custodio, E., Cardoso da Silva, G. (2013). Acerca del estado del conocimiento respecto a las interacciones aguas subterráneas–humedales–bienestar humano en Iberoamérica y la Península Ibérica. En: N. González, E. Kruse, M. Trovatto, P. Laurencena (eds.), *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*: 255–262. EDULP. La Plata. ISBN: 978–987–1985–03–6.
- Betancur, T., Bocanegra, E., Manzano, M., Custodio, E., Cardoso, G. (2015). Evaluación de bienes y servicios ecosistémicos en humedales vinculados a aguas subterráneas en Iberoamérica. *Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos: de la Investigación a la Acción*. Mar del Plata.
- Betancur, T., Bocanegra, E., Custodio, E., Manzano, M., Cardoso da Silva, G. (2016). Estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España. *106 Biota Colombiana*, 17(Suplemento 1 – Humedales): 106–119. DOI: 10.21068/c2016s01a06
- Bloomfield, J.P., Gaus, I., Wade, S.D. (2003). A method for investigating the potential impacts of climate change scenarios on annual minimum groundwater levels. *Water Environ. J.*, 17: 86–91.
- Bocanegra, E., Manzano, M., Custodio, E., Betancur, T., Cardoso Da Silva, G. (2013). Estudio de las interacciones aguas subterráneas–humedales–ser humano. Una experiencia de cooperación científica en Iberoamérica. I Congr. Ecohidrología para América Latina y el Caribe, CELAC–PHI 2013. Santiago, Chile. http://www.celacphi2013.cl/PDF/Resumen_Gerson_Cardoso%20da%20Silva.pdf.
- Bocanegra, E., Manzano, M., Custodio, E., Cardoso da Silva, G., Betancur, T. (2016). Comparing management actions in groundwater related wetlands that provide significant services to human welfare in Ibero-America. *Episodes*, 39(1): 19–28.
- Boithias, L., Acuña, V., Vergoñós, L., Ziv, G., Marcé, R., Sabater, S. (2014). Assessment of the water supply:demand ratios in a Mediterranean basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. *Science of the Total Environment*, 470–471: 567–577.
- Brinson, M.M., Christian, R.R., Blum, L.K. (1995). Multiple states in the sea-level induced transition from terrestrial forest to estuary. *Estuaries* (1995) 18: 648. doi:10.2307/1352383
- Burnett, W.C.; Taniguchi, M.; Oberdorfer, J. (2001). Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. *J.Sea Res.*, 46(2): 109–116.
- Burnett, W.C.; Bokuniewicz, H.; Huettel, M.; Moore, W.; Taniguchi, M. (2003). Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66: 3–33.
- Burnett, W. C., Aggarwal, P.K., Aureli, A., et al. (2006). Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods, *Sci. Total Environ.*, 367, 498–543.
- CAAMA (2001). Los humedales de la Región de Murcia. Consejería de Medio Agricultura, Agua y Medio Ambiente, D.G. de Medio Rural. Murcia (informe + folleto 8 pp).
- Candela, L., Von Igel, W., Elorza, F.J., Aronica, G. (2009). Impact assessment of combined climate and management scenarios on groundwater resources and associated wetland (Majorca, Spain). *J. Hydrol.*, 376(3): 510–523.

- Corbett, D.R., Chanton, J.; Burnett, W., Dillon, K., Rutkowski, C., Fourqurean, J.W. (1999). Patterns of groundwater discharge into Florida Bay. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 1045–1055.
- Currell, M., Cendon, D.J., Cheng, X. (2013). Analysis of environmental isotopes in groundwater to understand the response of a vulnerable coastal aquifer to pumping: Western Port Basin, south–eastern Australia. *Hydrogeol. J.*, 21: 1413–1427.
- Custodio, E. (2001). Effects of groundwater development on the environment. *Boletín Geológico y Minero. Madrid*: 111(6): 107–120.
- Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation, what does it mean? *Hydrogeol. J.*, 10(2): 254–277.
- Custodio, E. (2010). Las aguas subterráneas como elemento básico de la existencia de numerosos humedales. *Ingeniería del Agua*, 17 (2): 119–135.
- Custodio, E., Bayó, A. (1986). Interactions between land–use and aquifer behaviour in the surroundings of Barcelona (Spain). *Integrated Land Use Planning and Groundwater Protection Management in Rural Areas. Karlovy Vary Mém. Intern. Assoc. Hydrogeologists*: 90–100.
- Custodio, E. Cardoso da Silva Jr. G. (2008). Conceptos básicos sobre o papel ambiental das águas subterráneas e os efeitos da sua exploração. *Boletín Geológico y Minero*, 119(1): 93–106.
- Custodio, E.; Badiella, P.; Galofré, A. (2009). El canal de remo olímpico de Barcelona. *El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo. IGME, Madrid*: 131–136 (en CD).
- Daniele, L., Vallejos, A., Sola, F., Corbellá, M., Pulido–Boch, A. (2011). Hydrogeochemical processes in the vicinity of a desalination plant (Cabo de Gata, SE Spain). *Desalination*, 277: 338–347.
- Dawes, C.J., Orduña-Rojas, J., Robledo, D. (1998). Response of the tropical red seaweed *Gracilaria cornea* to temperature, salinity and irradiance, *J. Appl. Phycol.*, 10: 419–425.
- De la Hera Portillo, A., Aranda, J.C., Morales, R., Fornés, J.M., Durán, J.J., Rodríguez, L., Hernández–Bravo, J.A. (2013). Evaluación hidrogeológica del criptohumedal Clot de Galvaný (Alicante, España). *SH, Granada 2013. HRH*: 901–910.
- De la Hera, A., Gurrieri, J., Puri, S., Custodio, E., Manzano, M. (2016). Ecohydrology and hydrogeological processes: groundwater–ecosystem interactions with special emphasis on abiotic processes. *Ecology & Hydrobiology*, 16(2): 99–105.
- Del Bare, J.V., Jirka, G., Largier, J. (1994). Ocean brine disposal. *Desalination*, 97: 365–372.
- D’Elia, C.F., Webb, K.L., Porter, J.W. (1981). Nitrate–rich groundwater inputs to Discovery Bay, Jamaica: A significant source of N to local coral reefs? *Bull. Mar. Sci.* 31: 903–910.
- Duarte, T.K., Hemond, H.F., Frankel, D., Frankel, S. (2006). Assessment of submarine groundwater discharge by handheld aerial infrared imagery: Case study of Kaloko Fishpond and Bay, Hawaii, *Limnol. Oceanogr.*, 4: 227–236.
- Duarte, T.K., Pongkijvorasin, S., Roumasset, J., Amato, D., Burnett, K. (2010). Optimal management of a Hawaiian Coastal aquifer with nearshore marine ecological interactions. *Water Resour. Res.*, 46, W11545, doi: 10.1029/2010WR009094.

Durán Valsero, J.J. (2003). Presencia de aguas de diferente salinidad y origen de los humedales del litoral mediterráneo español. II TIAC, Alicante, II: 149–158.

EA-EU (2015). European ecosystem assessment – concept, data, and implementation. European Environmental Agency (EEA), Technical Report 6/2015.: <http://www.eea.europa.eu/publications/european-ecosystem-assessment>

Ecomilenio (2011). La evaluación de los ecosistemas del milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. www.ecomilenio.es.

Einav, R.; Haruski, K.; Perry, D. (2002). The footprint of the desalination processes on the environment. *Desalination*, 152: 141–154.

Esteve Selma, M.A., Martínez Martínez, J., Fitz, C., Robledano, F., Martínez Paz, J.M., Carreño, M.F., Guaita, N., Martínez López, J., Miñano, J. (2016). Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar. En: Víctor M. León y José M^a Bellido (eds.), *Mar Menor: Una Laguna Singular y Sensible. Evaluación Científica de su estado*. Instituto Español de Oceanografía. Temas de Oceanografía, 9: 79–112. ISBN 978-84-95877-55-0.

Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Carratalá Giménez, A., Sánchez Lizaso, J.L. (2004). Medidas de atenuación del posible impacto ambiental del vertido de las desaladoras de ósmosis inversa: el ejemplo de Jávea (Alicante). IV Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua.

Fong, P., Boyer, K.E., Desmond, J.S., Zedler, J.B. (1996). Salinity stress, nitrogen competition and facilitation: What controls seasonal succession of two opportunistic green macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 206: 203–221.

Foster, S., Koundouri, P., Tuinhof, A., Kemper, K., Nanni, M., Garduño, H. (2006). Groundwater dependent ecosystems, the challenge of balanced assessment and adequate conservation. In: *Sustainable Groundwater Management, Concepts & Tools*. 44296. World Bank. GW–MATE.

Gallardo, A., A. Marui. (2006). Submarine groundwater discharge: An outlook of recent advances and current knowledge, *Geo Mar. Lett.*, 26: 102–113.

García–Pintado, J., Martínez–Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. (2007). Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Sci. Total Environ.*, 373: 220–239.

García–Solsona, E., García–Orellana, J., Masqué, P., Rodellas, V., Mejías, M., Ballesteros, B., Domínguez, J.A. (2010). Groundwater and nutrient discharge through karstic coastal springs (Castelló, Spain). *Biogeosciences*, 7: 2625–2638.

Gehrels, W.R., Horton, B.P., Kemp, A.C. y Sivan, D. (2011). Two millennia of sea level data: the key to predicting change. *Eos*, 92(35): 289–291.

Giblin, A.E.; Gaines, A.G. (1990). Nitrogen inputs to a marine embayment: The importance of groundwater. *Bio-degradation*, 10: 309–328.

Giménez, E., de la Hera, A., Sanz, E.; Alonso, A.M., Domínguez, A., Hidalgo, A., Diago, I., Alonso, C., Ramón–Laca, C. (2007). Caracterización hidrogeoquímica de la salinización en la plana de Sagunto. III TIAC, Almería I: 615–624.

Giménez Casaldueiro, M.F., Marcos Diego. C., Oliva Paterna, F.J., Pérez Ruzafa, A., Robledano Aymerich, F., Torralva Forero, M.M. (2017). Ecología lugunar. En: Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, Informe Integral sobre el Estado Ecológico del Mar Menor. Región de Murcia y Espacios Naturales Región de Murcia. Cap. 2: 23–70. <http://canalmarmenor.es/download/40/comite-cientifico/1594/informe-integral-sobre-el-estado-ecologico-del-mar-menor.pdf>

- Gómez, J.D., Díaz, J.A., Meléndez, M. (2012). Cálculo de descargas ambientales al mar en acuíferos detríticos mediante modelos matemáticos de flujo. Aplicaciones en la demarcación del Júcar. IV TIAC, Alicante, I: 127–137.
- Gómez–Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P.L., and Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econom.*, 69: 1209–1218.
- Green, T. R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J.J., Allen, D.M., Hiscock, K.M., Treidel, H., Aureli, A. (2011). Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. *J. Hydrol.*, 405(3–4): 532–560.
- GWP 2000. Integrated water resources management. Global Water Partnership Technical Advisory Committee. Background Paper nº 4.
- Höpner, T., Windelberg, J. (1996). Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants. *Desalination*, 108: 11–18.
- IAH (2012). Climate changes effects on groundwater resources. A global Synthesis of findings and recommendations. In: H. Treidel, J. L. Martin–Bordes & J. Gurdak, (eds.). Wallingford, UK: IAH Book Series: 1–398.
- IGME–UJI (2009). Descargas ambientales al mar en las masas de agua subterránea costeras de la provincia de Castellón (Cuenca del Júcar). Instituto Geológico y Minero de España y Dirección General del Agua/Universitat Jaume I, Madrid/Castelló.
- Jiménez–Carceles, F.J., Álvarez–Rogel, J. (2008). Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: a case study in SE Spain. *Geoderma*, 144: 299–309.
- Jiménez–Martínez, J., García–Aróstegui, J.L., Hunink, J.E., Contreras, S., Baudron, P., Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human–modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena–Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*. (<http://doi.org/10.1139/er-2015-0089>).
- Johannes, R. E. (1980), Ecological significance of the submarine discharge of groundwater, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3, 365–373.
- Johnson, A.G., Glenn, C.R., Burnett, W.C., Peterson, R.N., Lucey, P.G. (2008). Aerial infrared imaging reveals large nutrient–rich groundwater inputs to the ocean, *Geophys. Res. Lett.*, 35, L15606, doi:10.1029/2008GL034574.
- Kalergis, V. (2006). Submarine groundwater discharge: effects of hydrogeology and of near shore surface water bodies. *J. Hydrol.*, 325: 96–119.
- Kim, K–Y.; Chon, C–M.; Park, K–H. (2007). A simple method for locating the fresh water–salt water interface using pressure data, *Ground Water*, 45(6): 723–728.
- King, J.N., Melita, A.J., Dean, R.C. (2010). Analytical models for the groundwater tidal prism and associated benthic water flow. *Hydrogeol. J.*, 18: 2013–2015.
- Kløve, B., Ala–Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J. Pulido–Velazquez, M. (2014). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *J. Hydrol.*, 518: 250–266.
- Kohout, F.A.; Kolipinsky, M. (1967). Biological zonation related to groundwater discharge along the shore of Biscayne Bay, Miami, Florida. *Estuaries, Am. Assoc. Advan. Sci.*: 488–499.
- Lapointe, B.E. (1987). Phosphorus– and nitrogen–limited photosynthesis and growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyceae) in the Florida Keys: An experimental field study. *Mar. Biol.*, 93: 561–568.

- Lapointe, B.E. (1997). Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida, *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1119–1131.
- Lapointe, B.E., Oconnell J. (1989). Nutrient-enhanced growth of *Cladophora prolifera* in Harrington Sound, Bermuda—eutrophication of a confined, phosphorus-limited marine ecosystem, *Est. Coast. Shelf Sci.*, 28: 347–360.
- Larned, S.T. (1998). Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae, *Mar. Biol.*, 132: 409–421.
- LaRoche, J., Nuzzi, R., Waters, R., Wyman, K., Falkowsky, P.G., Wallace, D.W.R. (1997). Brown tide blooms in Long Island's coastal waters linked to interannual variability of groundwater flow. *Global Change Biology*, 3: 397–410.
- Lattemann, S.; T. Höpner (2008). Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*, 220(1–3): 1–15.
- Leote, C., Ibáñez, J., Rocha, C. (2008). Submarine groundwater discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters. *Biogeochemistry*, 88: 185–194.
- Li, L., Barry, D.A., Stagnitti, F., Parlange, J.Y. (1999). Submarine groundwater discharge and associated chemical input to a coastal sea. *Water Resour. Res.*, 35(11), 3253–3259, doi:10.1029/1999WR900189.
- Li, X.; Hu, B.X., Burnett, W.C., Santos, I.R., Chanton, J.P. (2009). Submarine ground water discharge driven by tidal pumping in a heterogeneous aquifer. *Ground Water*, 47(4): 558–568.
- MAB (1974). Ecological effects of human activities on the value and resources of lakes, marshes, rivers, deltas, estuaries and coastal zones: final report. Programme on Man and the Biosphere (MAB): Unesco. MAB Report Series 21: 1–80.
- Manzano, M., Borja, F. y Montes, C. (2002). Metodología de tipificación hidrológica de los humedales españoles con vistas a su valoración funcional y a su gestión. Aplicación a los humedales de Doñana. *Boletín Geológico y Minero*, 113 (3): 313–330.
- Manzano, M., Bocanegra, E., Custodio, E., Betancur, T., Cardoso da Silva, G. (2013a). Una aproximación a los servicios al bienestar humano de los humedales vinculados a las aguas subterráneas en Ibero América. En: *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, X Simposio de Hidrogeología*. Asociación Española de Hidrogeólogos, Granada., XXX: 953–966.
- Manzano, M., Lambán, J., Montes, C. (2013b). Evaluación preliminar de los servicios de las aguas subterráneas al bienestar humano en España. En: N. González, E. Kruse, M. Trovatto y P. Laurencena (eds.) *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*: 263–270. EDULP. La Plata. ISBN: 978–987–1985–03–6.
- Manzano, M., Camacho, A., Custodio, E., de la Hera, A. (2015a). Main hydro(geo)logical characteristics, ecosystem services and drivers of change of 26 representative Mediterranean groundwater-related coastal wetlands. UNESCO–PHI. MedPartnership: 1–51.
- Manzano, M., Camacho, A., Custodio, E., de la Hera, A., Lagod, M., Raya Marina, S., Gaona-Currea, J.A., Aureli, A., Kiri, E., Djabri, L., Mateljak, Z., Bonacci, O., Fadl, A., Shaban, A., Salem, O., Laftouhi, N.–E., Gaaloul, N., Zouari, K., Bayari, S., Benessaiah, N., Radojevic, D., Droubi, A., Vega, L. (2015b). Hydrogeological and ecosystem services classification of representative Mediterranean Coastal groundwater-related wetlands. Map of selected wetlands in the Mediterranean coast: Map explanation. UNESCO–IHP & MedPartnership. Instituto Geológico y Minero de España (IGME): 1–24.

- Martínez, J., Macías, C. (2012). Determinación de la pluma de la intrusión salina en el arco sur del Mar Menor a través de las actuaciones para el asesoramiento de captación de aguas subterráneas mediante zanjas de drenaje. IV TIAC, Alicante, I: 477–488.
- McCoy, C.A., D.R. Corbett (2009). Review of submarine groundwater discharge (SGD) in coastal zones of the Southeast and Gulf Coast regions of the United States with management implications. *J. Env. Manag.*, 90(1): 644–651.
- MEA (2003). Ecosystems and human well-being: A framework for the assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington DC: 1–212. [http:// www. Millenniumassessment.org/en/Framework.aspx](http://www.Millenniumassessment.org/en/Framework.aspx).
- MEA (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. Millenium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Island Press, Washington, DC: 1–68.
- Michael, H.A., Mulligan, A.E., Harvey, C.F. (2005). Fresh–water oscillations in water exchange between aquifers and the coastal ocean. *Nature*, 436: 1145–1148.
- Miller, D.C., Ullman, W.J. (2004). Ecological consequences of ground water discharge to Delaware Bay, United States. *Ground Water*, 42(7): 950–970.
- Miller, F., Acreman, M.C. (2006). Hydrological impact assessment framework for wetlands. In: The global importance of groundwater in the 21st century: Proceedings of the International Symposium on Groundwater Sustainability. Alicante: 257–278.
- MIMARM (2011). Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid: 1–304.
- Molina Sánchez, R., Hernández Torres, J.M., Cortés, J.M. (2012). Desarrollo y validación de un modelo de gestión adaptativa para el vertido de salmuera: Proyecto ADESCO (Sistema Automático para el Control del Vertido en Dosaladoras). SIAGA, Cádiz: 1697–1709.
- Montaner, J. (2015). Arquitectura sedimentaria holocena y humedales litorales en el Empordà. En: El Papel de Agua Subterránea en el Funcionamiento de los Humedales. AIH–GE/Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA). Girona/Barcelona. Poster.
- Montes, C., Santos–Martin, F., Benayas, J. (Eds.) (2011). Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. En: Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. <http://www.ecomilenio.es>.
- Montes, C., Lomas, P. (2012). La evaluación de los ecosistemas del milenio en España. *Ambienta*, <http://www.revistaambienta.es/WebAmbienta/marm/Dinamicas/secciones/articulos/Montes.htm>
- Moore, W. S., John, H.S., Karl, K.T., Steve, A.T. (2009), Submarine Groundwater Discharge Encyclopedia of Ocean Sciences: 4530–4537, Academic, Oxford.
- Moore, W.S. (2010). The effect of submarine groundwater discharge on the ocean. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2: 59–88.
- Nieto López, J.M.; Andreo–Navarro, B.; Mudarra Martínez, M.; Rendón Marton, M. (2015). Caracterización hidro–lógica e hidrogeológica preliminar de los humedales de la desembocadura del río Guadalhorce (Málaga). IX SIAGA, Málaga: 315–328.

- Nuttle, W.K., Brinson, M., Cajon, D., et al. (1997). Conserving coastal wetlands despite sea level rise. *Eos*, 78(25): 257–261.
- Ortega Carrera, M.M., Rivas Martínez, F. (2012). Origen y evacuación de las aguas acumuladas en la “Balsa del Sapo”, T.M. El Ejido (Almería). VIII SIAGA, Cádiz, I: 1093–1102. Pulido–Bosch 1988 TIAC Delta del Adra.
- Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S. y de Louw, P.G.B. (2010). Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. *Water Resour. Res.*, 46: W00F04.
- Pérez–Calvo, F., Rodríguez, L., Mejuto, M.F. (2012). La gestión del rechazo de desalinizadoras. Experiencias en la provincia de Alicante. IV TIAC, Alicante, I: 619–628.
- Pérez–Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández. A.I., Marcos, C., Sabah, S. (2002). Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475: 359–369.
- Pérez–Ruzafa, A., Fernández. A., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I., García Charton, J.A. (2005). Spatial and variations of hydrological conditions, nutrients and a chlorophyll in a mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 550 :11–17.
- Pérez Talavera, J.L., Quesada Ruíz, J.J. (2001). Identification of the mixing process in brine discharges carried out in Barranco del Toro beach, south of Gran Canaria (Canary Islands). *Desalination*, 139: 277–286.
- Perni, A., Martínez–Carrasco, F., Matínez–Paz, J.M. (2011). Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Mar.* 37: 175–190.
- PHJ (2015). Plan Hidrológico de Cuenca de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, ciclo 2009–2015 [aprobado por el Consejo del Agua de la Demarcación el 14 de marzo de 2014]. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia.
- Pongkijvorasin, S., Roumasset, J., Burnett, K., Duarte, T.K. (2010). Renewable resource management with stock externalities: coastal aquifers and submarine groundwater discharge. *Resour. Energy Econ.*, 32: 277–291.
- Price, R.M., Swart, P.K. y Fourqurean, J.W. (2006): Coastal groundwater discharge—an additional source of phosphorus for the oligotrophic wetlands of the Everglades. *Hydrobiologia*, 569: 23–36.
- Ramsar (2011). Fact sheets on wetland ecosystem services. Gland, Switzerland: Ramsar Secretariat. http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-info/ecosystemservices/main/ramsar/1-30-103%5E24258_4000_0_.
- Rey, J., Martínez, J., Barberá, G. G., García–Aróstegui, J. L., García–Pintado, J., Martínez–Vicente, D. (2013). Geo-physical characterization of the complex dynamics of groundwater and seawater exchange in a highly stressed aquifer system linked to a coastal lagoon (SE Spain). *Environ. Earth Sci.*, 70: 2271–2282.
- Rodríguez, J.P., Beard Jr., T.D., Agard, J., Bennett, E., Cork, S., Cumming, G., Deane, D., Dobson, A.P., Lodge, D.M., Mutale, M., Nelson, G.C., Peterson, G.D., Ribeiro, T. (2005). Interactions among ecosystem services. In: S.R. Carpenter, P.L. Pingali, E.M. Bennett & M.B. Zurek, (eds.). *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios*. Vol. 2. Findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C.: 431–448.
- Rodríguez Estrella, T. (2000). Modifications physiques, chimique et biologiques provoquées par les eaux du canal Tage–Segura dans l’unité hydrogéologique du Campo de Carthagène et dans la lagune de Mar Menor voisine (Province de Murcia, Espagne). *Hydrogeologie*, 3: 23–37.

- Rodríguez–Estrella, T. (2004). Decisive influence of neotectonics on the water connection between the Mediterranean Sea, Mar Menor and the Campo de Cartagena aquifers. (South–East of Spain): Consequences on extracting sea water by means of borings for desalination. 18th SWIM, Cartagena: 745–758.
- Rosenberry, D.O., LaBaugh, J.W. (2008). Field techniques for estimating water fluxes between surface water and groundwater: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4–D2: 1–128.
- Sánchez–Martos, F., Molina–Sánchez, L., Gisbert–Gallego, J. (2014). Groundwater–wetlands interaction in a coastal lagoon of Almería (SE Spain). *Environmental Earth Sciences*, 71: 67–76.
- Santoro, A.E. (2010). Microbial nitrogen cycling at the saltwater–freshwater interface. *Hydrogeol. J.*, 18: 187–202.
- Santos–Martín F., Montes C., Martín–López B., González J., Aguado M., Benayas J., Piñeiro C., Navacerrada J, Zorrilla P., García Llorente M., Iniesta I., Oteros E., Palomo I., López C, Alcorlo P., Vidal M, Suarez M. (2014). Spanish National Ecosystem Assessment. Ecosystems and biodiversity for human wellbeing. Synthesis of the key findings. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid: 1–90.
- Schot, P., Winter, T. (2006). Groundwater–surface water interactions in wetlands for integrated water resources management. *J. Hydrol.*, 320(3–4): 261–263.
- Sierra Ruiz, B.; Sánchez–Badorrey, E. (2013). Desarrollo urbanístico y dinámica de las aguas subterráneas a través de cordones litorales: implicaciones ecológicas y para la calidad de las aguas. SH, Granada 2013. HRH: 849–858.
- Simmons, G.M. (1992). Importance of submarine groundwater discharge (SGWD) and seawater cycling to material flux across sediment/water interfaces in marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84: 173–184.
- Slopp, C.P.; Van Cappellen, P. (2004). Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *J. Hydrol.*, 295(1–4): 64–86.
- SNEA (2014). Ecosystems and biodiversity for human wellbeing. Spanish National Ecosystem Assessment. Synthesis of key findings. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. [www. Ecomilenio.es](http://www.Ecomilenio.es).
- Sola, F.; Vallejos, A.; Daniele, L.; Pulido–Bosch, A. (2014). Identification of a Holocene aquifer–lagoon system using hydrogeochemical data. *Quaternary Research*, 82: 121–131.
- Spash CL. (2000). Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re–creation. *Ecological Economics*, 34 (2): 195–215.
- Stoessell, R.K., Ward, W.C., Ford, B.H., Schuffert, J.D. (1989). Water chemistry and CaCO₃ dissolution in the saline part of an open–flow mixing zone, coastal Yucatan Peninsula, Mexico. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 101: 159–169.
- Street, J.H., Knee, K.L., Grossman, E.E., Paytan, A. (2008). Submarine groundwater discharge and nutrient addition to the coastal zone and coral reefs of leeward Hawai'i. *Marine Chem.*, 109: 335–376.
- Taylor, R.G., Scanlon, B., Döll, P., et al. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3 April 2013. www.nature.com/natureclimatechange
- Treidel, H., Martin–Bordes, J. L., Gurdak, J. J. (2011). Climate change effects on groundwater resources: A global synthesis of findings and recommendations. CRC Press Taylor & Francis Group.

- Turner, R.K., Subak, S., Adger, W.N. (1996). Pressures, trends, and impacts in coastal zones: Interactions between socioeconomic and natural systems. *Environ. Manag.* 20(2): 159–173.
- UNESCO–IHP (2015). Management and protection of Mediterranean ground–water related coastal wetlands and their services. Final report. MedPartnership project. UNESCO–IHP. Paris.
- Valiela, I., Teal, J.M., Volkman, S., Shafer, D., Carpenter, E.J. (1978). Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology Oceanography*, 23: 798–812.
- Valiela I., D’Elia C. (1990). Groundwater inputs to coastal waters. *Special Issue Biogeochemistry* 10: 1–328.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J.M., Howes, B., Aubrey, D. (1990). Transport of groundwater–borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry*, 10: 177–197.
- Vázquez–Suné, E., Sánchez–Vila, X., Carrera, J., Arandes R. (2006) ¿La explotación intensiva puede ser beneficiosa?: efectos del cese de la explotación intensiva en la ciudad de Barcelona. *Symposium on Intensive Use of Groundwater*. Valencia.
- Viñals, M.J. (1996). El marjal de Oliva–Pego (Valencia), geomorfología y evolución de un humedal costero mediterráneo. *Generalitat Valenciana–Consell. d’Agricultura i Medi Ambient*. València: 1–352. ISBN: 84–482–1339–4.
- Voutchkov, N. (2006). Challenges and considerations when using coastal aquifers for seawater desalination. *Ultrapure Water*, 23: 29–36.
- Walraevens, K., Van Camp, M. (2004). Advances in understanding natural groundwater quality controls in coastal aquifers. *18th SWIM*, Cartagena: 449–463.
- Webb, M.D., Howard, W.F. (2011). Modeling the transient response of saline intrusion to rising sea–levels. *Ground Water*, 49(4): 560–569.
- Wilson, A. (2005). Fresh and saline groundwater discharge to the ocean: A regional perspective. *Water Resour. Res.*, 41.W02016, doi: 10.1029/2004WR003399.
- Zekster, I.S., Dzhamalov, R.G. (1981). Groundwater discharge into the World Oceans. *Unesco, Nature and Resources*. XVII(3): 20–22.

Capítulo 5. Marco legal de las aguas subterráneas costeras en España.

Preámbulo

Se presenta el marco legal que regula las aguas en España y los principios de la Directiva Marco del agua que se han tenido que incorporar. Se comenta cómo la legislación actual considera a los acuíferos costeros y a su protección respecto al aumento de salinidad de origen marino.

Índice

- 5.1 Consideraciones generales
- 5.2 La Ley de Aguas española y las aguas subterráneas
- 5.3 Consideración de la intrusión marina en la legislación de aguas española
- 5.4 La legislación de aguas española y la protección de los acuíferos costeros contra la salinización
- 5.5 La Directiva Marco del Agua europea y los acuíferos costeros
- 5.6 Agradecimientos
- 5.7 Referencias

Resumen

En 1985 se promulgó una Ley de Aguas (LA), que es la base de la actual legislación de aguas en España, en la que se declaran todas las aguas del dominio público hidráulico, incluyendo las subterráneas y entre estas las de los acuíferos costeros, sean estas dulces, salobres o marinas. El Archipiélago de Canarias tiene una legislación propia, acorde con los principios generales de la Ley de Aguas española, que le es subsidiaria.

Aunque la Ley de Aguas de 1985 declara que todas las aguas subterráneas en España son de dominio público, en la realidad sólo lo son aquellas cuyo aprovechamiento fue solicitado posteriormente a su promulgación y las que se han acogido a su registro como tales; el resto siguen como aguas privadas, siempre y cuando ya lo fueran con anterioridad.

La transposición de lo dispuesto en la Directiva Marco del Agua europea de 2000 ha supuesto cambios importantes en la LA, que conforman el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA) de 2001 y 2003. El TRLA deroga la Ley de Aguas de 1985 y la Ley 46/1999 que la modificó posteriormente, si bien los principios generales se mantienen. Se han hecho los cambios necesarios para transponer las Directivas sobre el agua de la Unión Europea y dar un nuevo enfoque y contenido a la planificación hidrológica (PH). La PH se regula en el Reglamento de Planificación Hidrológica de 2007.

La intrusión marina es principalmente un problema de calidad del agua, pero la explotación de los acuíferos costeros afecta además a valores medioambientales. Así, allí donde la administración del agua no es de competencia autonómica al tratarse de Demarcaciones fluviales intercomunitarias, las Comunidades Autónomas tienen competencias en la calidad del agua y del ambiente.

Para encuadrar las disposiciones legislativas, hay que tener en cuenta que cualquier extracción de agua dulce de un acuífero costero acaba por producir una reducción equivalente en la cantidad de agua de descarga al mar, aunque con retraso y amortiguación, modifica la distribución de la salinidad y aumenta del riesgo de formación de conos salinos bajo las captaciones. En cualquier caso, el caudal permanente extraíble es notablemente inferior a la recarga y depende, además de la ubicación de las captaciones y sus características, de las condiciones de explotación y del grado de conservación ambiental en el litoral y en las aguas marinas litorales que desee mantener.

La Directiva Derivada del Agua Subterránea europea de 2006 señala las condiciones para tener el buen estado cuantitativo y cualitativo de una masa de agua subterránea (MASb) y hace referencia a que las alteraciones causadas por cambios en el nivel del agua (nivel piezométrico) no provoquen salinización u otras intrusiones ni indiquen una tendencia continua inducida por la actividad humana que pueda dar lugar a tales intrusiones.

La caracterización de la contaminación por intrusión marina inducida o favorecida por la actividad humana debe apoyarse en los datos proporcionados por las redes de observación del estado cuantitativo y químico de las aguas subterráneas. En España existen algunas redes de medida desde hace más 30 años, aunque hay periodos sin datos. Estos datos se han hecho más escasos e irregulares desde el inicio de la década del 2000, aunque hay excepciones.

La relativa poca consideración de los acuíferos costeros en la legislación española en parte es debida a que se trata de situaciones concretas en un ámbito reducido, que no tienen cabida en una norma general si no es a través de conceptos más amplios que los engloben, como es el buen estado de los acuíferos. Pero en parte es también debido a que, aun afectando a áreas muy pobladas y económicamente importantes, se trata de aguas que predominantemente continúan en el dominio privado y con múltiples actores y por lo tanto con métodos de gestión distintos a los de las aguas superficiales, que las autoridades del agua no acaban de manejar bien. Así, prefieren resolver los problemas mediante oferta de agua.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Las actualizaciones sólo se han hecho cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener en ocasiones problemas de interpretación de las fuentes o de no especialización del redactor.

5.1 Consideraciones generales

En casi todos los países ha habido costumbres y reglas escritas o tácitas para la utilización de las aguas. Estas costumbres, usos y reglas han sido objeto de mayor desarrollo y concreción en países áridos y semiáridos, pero pocas veces con menciones específicas a los acuíferos costeros (FAO, 1997), salvo en casos concretos, como en Holanda. El agua bajo el terreno se ha considerado comúnmente como perteneciente al propietario de dicho terreno, aunque también podía pasar a ser propiedad del que era autorizado a captarlas en terrenos de otros.

Tradicionalmente, la captación en profundidad de las aguas subterráneas se hacía en las cenias (pozos o excavaciones de gran diámetro), preparadas para acoger dentro los dispositivos de elevación, generalmente mediante norias de accionamiento animal o eólico o con primitivas bombas de pistón en los acuíferos. El cambio hacia un mayor uso de las aguas subterráneas se produjo a mediados del siglo XIX con la incorporación de técnicas de perforación de pozos surgentes (artesianos) allí donde fue posible (tal fue el caso del Delta del Llobregat) y en especial con la introducción de

maquinaria de bombeo hacia el último tercio del siglo XIX, aunque no de forma sencilla hasta principios del siglo XX y en general a partir de 1920. El agua subterránea se convirtió así en un recurso fácilmente captable, a precios aceptables y con buena calidad, mediante instalaciones muy dispersas en el territorio y asequibles a individuos y pequeños grupos. Así fue posible el desarrollo intensivo de los acuíferos. Las implicaciones y conflictos legales y de gestión por interferencias entre captaciones y con las aguas superficiales y también por salinización aparecieron pronto y produjeron reacciones legales y administrativas, necesarias y deseadas, pero en general tardías. Frecuentemente se trataba de hechos consumados. Esto forma parte del marco de la legislación de aguas española. Esta legislación se basa en principios fundamentales (Embid Irujo, 2016; Menéndez Rexach, 2016) y hace referencia a la naturaleza jurídica del agua. Contiene una consideración particular de las aguas subterráneas (Huertas, 2011; García-Vizcaíno, 2011; Poveda, 2011), pero raramente hace referencia específica a los acuíferos costeros.

5.2 La Ley de Aguas española y las aguas subterráneas

Los antecedentes sobre la Ley de Aguas española y las aguas subterráneas se pueden encontrar en MASE (2015). La Ley de Aguas de 1879 se promulgó en un contexto político de tendencia conservadora. Se establecía el dominio público para las aguas superficiales, mientras las aguas subterráneas eran consideradas del dominio privado y propiedad del que las captase, con sólo algunas limitaciones para proteger a las aguas del dominio público que guardaban relación con las privadas. A pesar de ser esta Ley una pieza legal de gran valor y coherencia en el contexto en la que se promulgó, era incapaz de abordar la problemática del desarrollo intensivo de las aguas subterráneas en numerosos lugares de España y en particular la explotación de los acuíferos costeros.

En 1985 se promulgó una nueva Ley de Aguas (LA), que es la base de la actual legislación de aguas en España. En ella se declaraban todas las aguas del dominio público hidráulico, incluyendo las subterráneas, con la excepción de las termales y mineromedicinales. El ámbito de aplicación era todo el territorio nacional, con la excepción de Canarias, donde se requería una legislación propia, aunque acorde con los principios ge-

nerales de la Ley de Aguas nacional, como subsidiaria. La Ley de Aguas de 1985, en adelante LA, se desarrolló en dos Reglamentos, uno del Dominio Público Hidráulico (RDPH, 1986) y otro de la Administración Pública Agua y Planificación Hidrológica (RAHPH, 1988).

La conversión de las aguas privadas en aguas públicas fue un cambio profundo que afectaba a la propiedad y derechos privados, de modo que para su implantación se requería legalmente expropiar esos derechos, de acuerdo con la Constitución española. Para soslayar el problema, a aquellos que no solicitaban una concesión, se les ofrecía una opción, a resolver en el plazo de tres años: a) inscripción del derecho en el Registro de aguas como temporalmente privado durante 50 años, tras los cuales la propiedad pasaría al dominio público, con la posibilidad de obtener la concesión administrativa de uso de agua pública y b) mantener indefinidamente la propiedad privada mediante inscripción en el Catálogo de aguas privadas. Todas las captaciones de agua subterránea posteriores a la promulgación de la Ley de Aguas debían ser objeto de concesión e inscripción en el Registro como aguas públicas. La excepción eran los pozos de menos de 7000 m³/año, que sólo requerían

declaración. Esto último ha sido usado como un subterfugio para evitar pedir concesión, bien sea haciendo numerosos pozos de esa categoría en un entorno próximo o pidiendo la autorización como tales y luego explotándolos a mayor caudal. El volumen anual de 7000 m³/año es un volumen grande en áreas semiáridas ya que con esa cantidad se riega una superficie de más de 1 ha o se abastecen 100 habitantes. También puede y suele ser un valor alto en muchos acuíferos costeros en lo que respecta al riesgo de salinización del propio pozo y del entorno, no sólo por el caudal sino por la perturbación que puede crear la propia perforación.

Para las captaciones que quedaban en el dominio privado, la LA establecía que para realizar modificaciones en las características de las mismas se requería solicitar una concesión. Esta disposición ha sido interpretada de diversas maneras, tanto administrativamente como judicialmente. En unos casos se ha tratado de aplicar estrictamente, de modo que para la realización de cualesquiera modificaciones se requería pasar a la situación concesional; esta disposición tuvo un importante efecto disuasorio en cuanto a la inscripción de las captaciones. En otros casos se ha considerado que las actuaciones necesarias para mantener los caudales y la operatividad de los derechos privados asociados a las captaciones no suponían un cambio substancial de las características, incluso la substitución de una obra inutilizada por otra equivalente en el mismo lugar. Esto último ha sido la tónica dominante en diversas áreas de escasez de agua. Por otro lado, las características de las captaciones son frecuentemente desconocidas o insuficientemente documentadas, con lo que la aplicación de la disposición es difícil y sujeta a litigios. Tal ha sido el caso cuando se ha tratado de una aplicación estricta, aparte de numerosas picarescas en la declaración de derechos y características.

Transcurridos los 3 años de plazo para la inscripción, sólo se había solicitado la inscripción en el registro de aguas públicas de una pequeña parte de los pozos, posiblemente entre el 10 y el 20%, y no muchos más lo habían solicitado en el Catálogo de aguas privadas. Por lo tanto, la mayoría de captaciones de agua subterránea carecían de inscripción, unas porque sus propietarios se sentían protegidos en sus derechos de propiedad privada por el Código Civil y, en su caso, por el Registro de la Propiedad y el resto por haber simplemente ignorado la disposición. La propiedad privada, para ser tal y estar protegida, no necesariamente ha de estar inscrita en el Registro de la Propiedad. Basta

lo previsto en el Código Civil. De ahí la problemática actual con las aguas privadas y su posible reconocimiento en sentencia judicial firme de la jurisdicción civil. La inscripción en el Registro de la Propiedad no es constitutiva del derecho de propiedad privada. Sencillamente, quien inscribe su derecho goza de no oponibilidad de derechos que no estén inscritos, pero es posible que se pueda vencer en juicio por parte de un titular no inscrito a quien tiene su derecho inscrito. Esta interpretación es muy rigurosa. En la práctica hay que tener en cuenta los principios de la Ley Hipotecaria (artículos 32, 34 y 35), que contienen fuertes presunciones y medidas de protección a los titulares inscritos. Lo cierto es que el derecho de propiedad se adquiere al margen del Registro de la Propiedad, que por sí no hace nacer a la vida jurídica la propiedad privada (M. Martínez, com. privada, 2017).

Las diferentes prórrogas del plazo de inscripción para reconducir el asunto sólo han mejorado parcialmente la situación. Así, buena parte de las aguas subterráneas extraídas en España siguen teniendo carácter privado (Fornés y de la Hera, 2007; Molinero et al., 2008; 2011) y se hace con captaciones que frecuentemente no están registradas. Ello lleva a que las autoridades del agua, en general con escasos medios y poco apoyo político, social e incluso dentro de su propio ámbito, se vean obligadas en cierto modo a ignorar, por lo menos temporalmente, la existencia de captaciones ilegales o alegales. Así, los inventarios oficiales y la planificación hidrológica están viciados, aún más en los acuíferos costeros, en los que no sólo cuenta la falta de datos sobre niveles piezométricos sino todavía más sobre la salinidad.

Por lo tanto, aunque la LA declara que todas las aguas subterráneas en España son de dominio público, la realidad es muy distinta ya que sólo lo son aquellas cuyo aprovechamiento fue solicitado después del 1 de enero de 1986 y las pocas que se registraron. Así, la mayoría de los aprovechamientos de aguas subterráneas anteriores al 1 de enero de 1986 son privados, bien sean temporalmente (hasta 2036) si han aceptado la oferta de protección administrativa o bien a perpetuidad. A este respecto, hay que considerar que en numerosos acuíferos españoles, y en especial en los costeros, gran parte de la infraestructura de captación es anterior a 1985. Muchas captaciones no están inscritas en algún registro administrativo (quizás hasta el 70%) y los inventarios de la Administración pública del agua son incompletos y faltos de datos seguros, a pesar de los

notables y costosos esfuerzos realizados (Fornés et al., 2005). Además, se ha seguido perforando pozos sin autorización, aunque cada vez menos.

Por otro lado, la carencia de normas de construcción de pozos y otras captaciones de agua subterránea en España hace que muchas de ellas no cumplan las condiciones requeridas para la protección de la cantidad y calidad del agua obtenida ni del acuífero. Esto tiene especial relevancia en los acuíferos costeros, ya que un mal diseño y una inadecuada construcción y acabado aumenta grandemente el riesgo de salinización y afecciones.

Casi treinta años después de la aprobación de la LA, la situación de los aprovechamientos de aguas subterráneas es precaria ya que se desconoce el número de aprovechamientos que existen, aunque la situación está reconduciéndose. Esta situación se complica por la falta de claridad jurídica y la postura paternalista de la LA en lo que respecta a las aguas subterráneas, lo que ha favorecido la interposición de decenas de miles de recursos administrativos contra las decisiones de los Organismos de cuenca en lo referente a los derechos de propiedad y ha producido una grave situación de incapacidad para resolverlos en un tiempo razonable. Hay resoluciones que tardan varios años e incluso más de una década. Para intentar resolver esta complicada situación de inventario y conocimiento, la Administración puso en marcha en 1995 el Programa ARYCA, que ha sido en la práctica un fracaso, y después el Proyecto ALBERCA, aún en curso, aunque probablemente resulte insuficiente para resolver la situación legal de los aprovechamientos de aguas subterráneas. La situación en Canarias es mucho más favorable a debido a su especial normativa ya desde tiempos anteriores, lo que ha permitido un conocimiento más detallado y completo. También la situación en Baleares es favorable como resultado de la normativa especial que se aplicó en la década de 1970.

Aunque es posible caducar derechos de aguas subterráneas no utilizados y debería hacerse, no está bien reglamentado a efectos de la aplicación, ni es algo que los funcionarios quieran hacer por falta de respaldo, ni es políticamente agradable, ni se apoya muchas veces en datos objetivos y medibles. En realidad ha quedado en una medida potencial, muy raramente aplicada.

La Ley de Aguas de 1985 ya tuvo que incorporar la modificación de la Administración del Estado desde la

Constitución de 1978, según la que se pasaba de una autoridad territorial única a la existencia de gobiernos autonómicos con responsabilidad sobre los recursos y el medio ambiente de sus respectivos territorios, incluyendo las aguas de las cuencas totalmente dentro de los mismos, de acuerdo con sus estatutos de autonomía y sus modificaciones posteriores. La LA tuvo una modificación parcial en 1999, mediante la Ley 46/1999, de 13 de diciembre.

La transposición de lo dispuesto en las Directivas europeas referentes al agua desde la incorporación de España a la Unión Europea en 1986 ha supuesto cambios importantes. Tiene especial relevancia la Directiva Marco del Agua europea (DMA, 2000), en adelante DMA, posteriormente complementada por la llamada Directiva Derivada de las Aguas Subterráneas (DAS, 2006). Sus contenidos se exponen más adelante.

Las sucesivas modificaciones de la LA se han reflejado en el Texto Refundido de la Ley de Aguas, de 2001 (TRLA, 2001), en adelante TRLA, que expresamente deroga la LA y su modificación de 1999, excepto la disposición adicional primera. Este texto legal fue modificado en algunos artículos en 2003 para readaptarlo a las Directivas, a requerimiento de la Comisión Europea (La Calle Marcos, 2009). Hay otras modificaciones que se extienden hasta 2013, aunque subyacen la estructura y los principios de la Ley de Aguas de 1985. La TRLA es el texto legal vigente. En los diferentes textos legales se mantiene la designación de Organismo de cuenca.

La legislación de aguas requiere actualmente un replanteamiento (Embid Irujo, 2016) y considerar las aguas subterráneas con criterios más realistas (Custodio, 2016). Cada vez es mayor la demanda social de una nueva Ley de Aguas, redactada *ex-novo*, de acuerdo no sólo con las nuevas circunstancias, sino teniendo en cuenta las lecciones aprendidas y los cambios de paradigma de la realidad socioeconómica española (Aldaya et al., 2012). Eso requiere una redefinición de los derechos, considerar reglas en vez de derechos y supeditar los derechos al bien común de acuerdo con lo establecido en el Código Civil. También se requiere regular el modo de asignar recursos cuando son conocidos con un notable grado de incertidumbre.

El estado de explotación intensiva de los acuíferos de las islas Canarias y la alta conflictividad social generada propició que en 1924 se introdujesen excepciones a la Ley de Aguas de 1879 en forma de disposiciones espe-

ciales, las que se desarrollaron más en 1958, momento de máxima litigiosidad. Esto supuso condicionamientos al libre acceso a las aguas subterráneas, aun siendo del dominio privado. Esto hace que la situación legal de las aguas en Canarias tenga características especiales. Estas fueron reconocidas en la LA, en la que se establecía que Canarias tenía que promulgar su propia Ley de Aguas, acorde con los principios generales.

Siguiendo lo dispuesto en la LA, el Parlamento Canario aprobó en 1987 la Ley de Aguas de Canarias (Ley 10/1987, de 5 de mayo, BOE de 27 de mayo), en la que no se autorizaban obras para mantener los caudales –lo que era una práctica común y necesaria– sino no se solicitaba el paso al régimen concesional. La reacción social en contra, en especial en Tenerife, fue tan fuerte que propició un cambio de gobierno para que llevase a cabo una nueva redacción. Se modificaron algunos artículos para permitir la realización de las obras necesarias para mantener los caudales, sin que ello supusiese la pérdida del carácter privado del agua captada, aunque bajo el control de los Consejos Insulares de Aguas. La Ley de Aguas de Canarias, promulgada en 1990 (LAC, 1990), sigue en vigor, con similares cambios que los que han afectado a la LA, por las mismas circunstancias. La disposición relativa a las captaciones de menos de 7000 m³/a se modificó en Canarias a 1500 m³/a. Los derechos privados de aguas subterráneas caducan a los 50 años a partir de 1990 y concretamente, entre 2041 y 2043, según el caso. La transposición de la Directiva Marco del Agua europea se ha hecho a partir de las disposiciones de la Ley de Aguas española, sin atender a las especificidades canarias. La adaptación no se ha hecho hasta finales de 2010 (Ley de 27 de diciembre de 2010 de Canarias).

A la entrada en vigor de la Ley 12/1990, en el caso de Tenerife nadie solicitó expresamente que se le anotara en el Catálogo. Por ello el CIATF (Consejo Insular de Aguas de Tenerife) anotó de oficio en el Catálogo, en base a los datos disponibles, a todos aquellos titulares que no solicitaron la inscripción en el Registro de Aguas. Todos los aprovechamientos de agua subterránea, incluyendo los en el Registro, tienen la consideración de aprovechamiento temporal de aguas privadas [JFB]. El número de pozos no inscritos se estima inferior al 10% del de pozos en explotación, aunque en parte son pozos con expediente aún en trámite, en la mayoría de los casos por no haber aportado el peticionario la documentación que se le requiere [IFR]. Las aguas superficiales, desalinizadas del mar y regeneradas quedan fuera del comercio y el derecho al uso se obtiene por autorización, concesión o régimen de servicio público.

La LA española estableció la necesidad de una planificación del agua a nivel de cuenca y a nivel nacional. Una primera planificación a nivel de cuencas hidrográficas se cerró a finales de la década de 1990, aunque los documentos generados en buena parte eran una relación de obras y actuaciones. Fueron las bases del Plan Hidrológico Nacional de 2001 (PHN, 2001).

La planificación hidrológica es una parte importante del texto de la TRLA. Requisitos importantes son el establecimiento y discusión pública de los Esquemas de Temas Importantes y la constitución de un Comité de Autoridades Competentes para la coordinación administrativa, tanto del gobierno estatal como de las Autonomías. Se introduce la componente económica en el concepto de demanda y uso del agua, la definición de objetivos ambientales, los criterios para la determinación del estado de las masas de agua y los caudales ecológicos y la consideración de los efectos del cambio climático o de los programas o planes más detallados, como los planes especiales de actuación en situación de alerta o eventual sequía o los de protección frente a inundaciones.

En el artículo 40 del TRLA se tratan los objetivos de la planificación hidrológica, que: “1.... tendrá por objetivos generales conseguir el buen estado ecológico del dominio público hidráulico y la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales”. En el mismo artículo 40 se establece que los planes hidrológicos de cuenca comprenderán obligatoriamente, entre otros contenidos, “e) Las características básicas de calidad de las aguas....y...g) Los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados”.

Tras la Planificación Hidrológica por cuencas y la Nacional de 2001 se pasó al primer ciclo de seis años de planificación hidrológica de la Unión Europea para el periodo 2009-2015. Los diferentes planes hidrológicos (PH) se debieron presentar en 2009. En el caso de España, por diversas causas de complejidad, rigidez en el planteamiento y tratarse de una Ley (en otros países es una guía), a pesar de la ventaja relativa de la experiencia española, los documentos y reglamentaciones no estuvieron disponibles hasta el fin del periodo, en 2015, cuando ya debían estar disponibles los PH del 2º ciclo. Por lo tanto, durante el tiempo de aprobación de los PH del 1º ciclo ya se iniciaron las actividades del 2º ciclo de planificación hidrológica 2015–2021, que han

respetado los calendarios establecidos. Actualmente (2017) se está dentro del proceso y se dispone de los Esquemas de Temas Importantes y de los Planes ya aprobados de cada Demarcación Hidrográfica (Distrito Fluvial), aunque no hay documento a nivel nacional. Por los tiempos comentados, hay poca diferencia en

cuanto a los contenidos técnicos entre los Planes del primer ciclo y los del segundo. El tercer ciclo, 2021–20127 cierra la temporalidad fijada en la DMA. Ya se han iniciado los intentos para empezar a definir el futuro y el contenido de lo que modifique o sustituya a la DMA.

5.3 Consideración de la intrusión marina en la legislación de aguas española

La intrusión marina y los acuíferos costeros, a pesar de su importancia local y en ocasiones regional, no cabe considerarla en detalle en una Ley de Aguas, si no es en cuanto a los principios básicos que permitan su consideración en cuanto a calidad del agua y a sus implicaciones ambientales. Son aspectos con un alto contenido técnico y notablemente específicos de cada situación particular. La consideración más detallada corresponde a los reglamentos y aun así en cuanto a aspectos básicos.

Los acuíferos costeros, en cuanto a sus recursos de agua que requieren consideración de la calidad, de su papel ambiental y de su especial influencia en el ambiente marino litoral, deben incluirse al nivel apropiado en la Planificación Hidrológica. Esta Planificación Hidrológica se establecía y regulaba en la LA. Actualmente está regulada en el Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH, 2007), en adelante RPH, y su instrucción (IPH, 2008). El RPH ha sido después modificado por el Real Decreto 1161/2010 para facilitar y agilizar el proceso de planificación ante la complejidad de la articulación competencial en materia de aguas.

Para considerar los aspectos relevantes de los acuíferos costeros y de la intrusión marina hay que tener presentes los principios básicos que se exponen a lo largo del Capítulo 2. De forma abreviada, hay que considerar que en cualquier caso existe una cuña de agua marina, más o menos mezclada con agua dulce según los casos, penetrando tierra adentro, cuya extensión depende de las características del acuífero y en especial de su espesor y que es una función inversa del flujo de agua dulce que se descarga desde tierra firme al mar. Esto quiere decir que cualquier extracción de agua dulce de un acuífero costero acaba por producir una reducción equivalente a esa extracción en la cantidad de agua de descarga al mar, aunque con retraso y amortiguación, y modifica la distribución de la salinidad. Esta aseveración hay que matizarla si el descenso de niveles freáticos reduce las salidas por evapotranspiración,

aunque ello puede ir acompañado de daño ambiental.

Ante un aumento de las extracciones, el sistema de agua dulce–agua marina evoluciona hacia una nueva posición de equilibrio, con una cuña de agua salina más penetrante en el continente y con reducción del espesor de agua dulce allí donde la parte inferior ya estaba ocupada por agua salina. Esto acabará implicando mayor riesgo de salinización por ascenso salino de las captaciones más próximas a la costa o mayor dificultad o imposibilidad de construir nuevas captaciones de agua dulce próximas al litoral. Las condiciones locales y las heterogeneidades juegan un importante papel en el posible proceso de salinización, tanto en su intensidad, como en su aparición, como en los efectos sobre terceros y el medio ambiente.

La intrusión marina es principalmente un problema de calidad del agua, pero la explotación de los acuíferos costeros afecta además a valores medioambientales, como se expone en el Capítulo 4. Además, la salida de agua continental al mar no es una “pérdida de agua” pues puede jugar un importante papel en las aguas marinas litorales, unas veces positivo y otras veces negativo. Este es un aspecto casi ignorado en la legislación de aguas española.

El artículo 99 del TRLA hace mención expresa de los acuíferos costeros al aludir a la protección de las aguas subterráneas frente a intrusiones de aguas salinas mediante la limitación de la explotación de los acuíferos afectados y, en su caso, la redistribución espacial de las captaciones existentes. Se establece que los criterios básicos serán incluidos en los Planes Hidrológicos de cuenca y el Organismo de cuenca podrá declarar que un acuífero o zona está en proceso de salinización y con ello imponer una ordenación de todas las extracciones de agua para lograr su explotación más racional. No hay otra mención directa de la intrusión marina y las consideraciones relacionadas hay que deducirlas de lo que se regula referente a

la calidad del agua subterránea. Esta única mención directa es un reflejo de la singularidad de la intrusión marina dentro del contexto general de los recursos de agua, en parte una falta de sensibilización en cuanto a los serios problemas en determinadas áreas españolas y desconocimiento de algunos principios básicos.

El Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, no hace referencia a la intrusión marina.

Las regulaciones necesarias tienen una clara componente local, que sólo es desarrollable en el ámbito propio de cada acuífero. Por esa razón, se requieren órganos locales de gestión y administrativos responsables de los mismos, en los que los propios usuarios han de tener una notable participación.

Las bases legales iniciales vigentes en España parten de la LA, del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH, 1986), abreviado en adelante por RDPH y del Reglamento de Administración Hidráulica y Planificación Hidrológica (RAHPH, 1988), abreviado en adelante por RAHPH. Como ya se expuesto, la LA está derogada por el TRLA, aunque sus principios subsisten. El RAHPH está también derogado en parte y substituido por el RPH. El RPH busca, entre otras cosas, simplificar el proceso permanente de actualización de los planes hidrológicos de cuenca.

La LA establecía en su preámbulo que las aguas son “... un recurso que debe estar disponible no sólo en la cantidad necesaria sino también con la calidad precisa, en función de las directrices de la planificación económica...”, “...esta disponibilidad debe lograrse sin degradar el medio ambiente en general, y el recurso en particular, minimizando los costes socio-económicos...” “... lo que exige una previa planificación hidrológica y la existencia de unas instituciones adecuadas...”.

En el artículo 12 del TRLA se dice que “el dominio público de los acuíferos o formaciones geológicas por las que circulan aguas subterráneas, se entiende sin perjuicio de que el propietario del fondo pueda realizar cualquier obra que no tenga por finalidad la extracción o aprovechamiento del agua, ni perturbe su régimen ni deteriore su calidad, con la salvedad prevista en el apartado 2 del artículo 54. Este artículo 54 se refiere a los usos privativos por disposición legal. Esto tiene importancia para considerar las actuaciones en los acuíferos costeros que no tengan como objetivo captar agua, tales como los drenajes temporales o perma-

nentes de obras, excavaciones y espacios subterráneos, o que alteren el flujo del agua subterránea, tales como pantallas y obras profundas. Estas actuaciones son a veces causa de notables perturbaciones y problemas de salinidad.

El artículo 1 del RPH considera que los objetivos y criterios de la planificación hidrológica son: “1.....conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y de las aguas,la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales, 2...guiar[se] por criterios de sostenibilidad en el uso del agua mediante la gestión integrada y la protección a largo plazo de los recursos hídricos, prevención del deterioro del estado de las aguas, protección y mejora del medio acuático y de los ecosistemas acuáticos y reducción de la contaminación..... paliar los efectos de lassequías y 3. [que la] política del agua est[é] al servicio de las estrategias y planes sectoriales que sobre los distintos usos establezcan las administraciones públicas, sin perjuicio de la gestión racional y sostenible del recurso que debe ser aplicada por el Ministerio de Medio Ambiente, o por las administraciones hidráulicas competentes, que condicionará toda autorización, concesión o infraestructura futura que se solicite”. Todo ello es directamente aplicable y relevante para la gestión de los acuíferos costeros.

El contenido obligatorio de los planes hidrológicos de cuenca (artículo 4 del RPH) incluye las redes de control establecidas para el seguimiento del estado de las aguas subterráneas y los resultados de este control, la lista de objetivos medioambientales para las aguas subterráneas, incluyendo los plazos previstos para su consecución, la identificación de condiciones para excepciones y prórrogas, y sus informaciones complementarias, un resumen de las medidas adoptadas para masas de agua con pocas probabilidades de alcanzar los objetivos ambientales fijados y los detalles de las medidas complementarias consideradas necesarias para cumplir los objetivos medioambientales establecidos, incluyendo los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados. En el artículo 10, específico para la caracterización de las masas de agua subterránea (MABb), reitera lo referente a las MASb en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales, para las que se requiere una caracterización adicional, que se efectúen estimaciones sobre direcciones, tasas

de intercambio de flujos entre la masa de agua subterránea y los sistemas de superficie asociados, que se indiquen las presiones antropogénicas y que se determine la composición química. Una buena parte de los acuíferos que tienen riesgo –algunos la seguridad– de no alcanzar los objetivos medioambientales son los costeros de tamaño medio que han sufrido previamente un notable proceso de salinización.

Según el artículo 33 del RPH “1. La evaluación del estado cuantitativo de las masas de agua subterránea se realizará de forma global para toda la masa con los indicadores calculados a partir de los valores del nivel piezométrico obtenidos en los puntos de control y 2. La evaluación del estado químico de las masas de agua subterránea se realizará de forma global para toda la masa con los indicadores calculados a partir de los valores de concentraciones de contaminantes y conductividad [eléctrica] obtenidos en los puntos de control”. El plan hidrológico recogerá (artículo 34.1 del RPH) los programas de seguimiento del estado de las aguas establecidos en la demarcación: de control de vigilancia, de control operativo y si es necesario el programa de control de investigación. Esto es de relevancia para los acuíferos costeros, en los cuales la distribución de la salinidad puede ser muy irregular a causa del notable papel de las heterogeneidades, de la formación de conos salinos ascensionales bajo las captaciones y de los problemas asociados a defectos de diseño y construcción de los pozos y sondeos. También los cambios de salinidad pueden ser rápidos al variar el estado de bombeo e incluso con el tiempo que dure la extracción. Eso obliga a una caracterización cuidadosa para no generalizar lo que es un detalle y para no dejar de observar lo que apunta hacia un estado general.

En el artículo 59.7 del TRLA se consideran los caudales ecológicos o demandas ambientales, con clara referencia a los tramos de ríos. Por mimetismo se ha extendido la designación a los caudales a respetar en humedales y de descarga de los acuíferos costeros al mar, aunque conceptualmente no es del todo correcto hacerlo, como se expone en el Capítulo 4. A efectos de balance de las MASb hay que considerar que, según el artículo 59.7, “los caudales ecológicos o demandas ambientales no tendrán el carácter de uso.... debiendo considerarse como una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación”.

Las comunidades de usuarios aguas subterráneas (CUAS) se consideran en el artículo 81 del TRLA en cuanto a su constitución obligatoria: “1. Los usuarios

del agua y otros bienes del dominio público hidráulico de una misma....concesión deberán constituirse en comunidades de usuarios...”, 3....los usuarios individuales y las comunidades de usuarios, podrán formar por convenio una junta central de usuarios con la finalidad de proteger sus derechos e intereses frente a terceros y ordenar y vigilar el uso coordinado de sus propios aprovechamientos y 4. El Organismo de cuenca podrá imponer, cuando el interés general lo exija, la constitución de los distintos tipos de comunidades y juntas centrales de usuarios. Esto es aplicable a los acuíferos costeros cuando se requiera una gestión comunitaria que minimice el riesgo de salinización, al tiempo que respete los condicionantes medioambientales. Esta gestión comunitaria es una posible vía eficaz de solución a numerosas situaciones reales en España y que ya está siendo abordada en algunos casos por acción desde los usuarios, como se expone en el Capítulo 8.

Según el artículo 82.1 del TRLA, las comunidades de usuarios tienen el carácter de corporaciones de derecho público, adscritas al Organismo de cuenca. En cuanto a las comunidades de usuarios de unidades hidrogeológicas y de acuíferos, el artículo 87 del TRLA establece: “1. Los usuarios de una misma unidad hidrogeológica o de un mismo acuífero estarán obligados, a requerimiento del Organismo de cuenca, a constituir una comunidad de usuarios....”, 2. En los acuíferos declarados sobreexplotados o en riesgo de estarlo en aplicación del apartado 1 del artículo 56 de esta Ley, será obligatoria la constitución de una comunidad de usuarios. Si transcurridos seis meses desde la fecha de la declaración de sobreexplotación no se hubiese constituido la comunidad de usuarios, el Organismo de cuenca la constituirá de oficio, o encomendará sus funciones con carácter temporal a un órgano representativo de los intereses concurrentes y 3. Los Organismos de cuenca podrán celebrar convenios con las comunidades de usuarios de aguas subterráneas, al objeto de establecer la colaboración de éstas en las funciones de control efectivo del régimen de explotación y respeto a los derechos sobre las aguas. En estos convenios podrá preverse, entre otras cosas, la sustitución de las captaciones de aguas subterráneas preexistentes por captaciones comunitarias, así como el apoyo económico y técnico del Organismo de cuenca a la comunidad de usuarios para el cumplimiento de los términos del convenio”.

Lo que se dice en el artículo 87.3 es importante para los acuíferos costeros y es una vía para llegar al adecuado conocimiento. Sin embargo, se ha aplicado poco y, cuando se ha hecho, lo acordado ha fallado parcial-

mente por falta de recursos durante la actual crisis económica, como es el caso de la Agencia Catalana del Agua respecto a la CUAS del Baix Llobregat.

En buena parte lo regulado en el artículo 82.1 del TRLA deriva de lo que en la LA y sus reglamentos se establecía en cuanto a los acuíferos “sobreexplotados”. La constitución de las comunidades de usuarios de aguas subterráneas (CUAS) de acuerdo a lo regulado, es decir de arriba abajo, ha sido en buena parte un fracaso, como se expone en el Capítulo 8. No ha sido así en las establecidas desde los usuarios. Estas CUAS son eficaces, aunque su número es pequeño. La primera de ellas se creó en 1975 en el Baix Llobregat, antes de la LA, y ha sido el modelo de las otras que han nacido posteriormente.

El Camp de Tarragona requirió en la década de 1980 una consideración especial por parte de la Junta d'Aigües de la Generalitat de Catalunya por la muy intensa explotación y salinización del momento, si bien las condiciones de excepcionalidad cesaron con la llegada

de agua concesionada recuperada tras las mejoras en los canales de riego del Baix Ebre. Otra situación costera excepcional es la del Campo de Dalías, dado el gran desarrollo de cultivos bajo plástico y la gran riqueza económica generada con la explotación intensiva de las aguas subterráneas. El Decreto 117/1984, de 2 de mayo, de la Junta de Andalucía, estableció un régimen administrativo especial en el Campo de Dalías y un sector importante colindante de la Sierra de Gádor, seguido de la Ley 15/1984 de 24 de mayo sobre la autorización de la captación de aguas subterráneas (previo a la Ley de Aguas de 1985), aunque tuvo poco efecto práctico en las extracciones de los acuíferos inferiores. A instancia de la JCUAPA (Junta Central del Acuífero del Poniente Almeriense), la Confederación Hidrográfica del Sur, el 21-09-1995 estableció la declaración provisional de sobreexplotación del acuífero del Campo de Dalías, con la obligación de iniciar el Plan de Ordenación para su posterior declaración definitiva. Los ejemplos mencionados y otros más se comentan en los respectivos apartados del Capítulo 3

5.4 La legislación de aguas española y la protección de los acuíferos costeros contra la salinización

La protección del dominio público hidráulico y de la calidad de las aguas continentales responde a los objetivos de protección del artículo 92 del TRLA: “a) prevenir el deterioro del estado ecológico y la contaminación de las aguas para alcanzar un buen estado general, b) establecer programas de control de calidad en cada cuenca hidrográfica, c) impedir la acumulación de compuestos tóxicos o peligrosos en el subsuelo, capaces de contaminar las aguas subterráneas, d) evitar cualquier otra acumulación que pueda ser causa de degradación del dominio público hidráulico y e) recuperar los sistemas acuáticos asociados al dominio público hidráulico”, definiéndose la contaminación como (artículo 93): “...la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica”. En relación con los acuíferos costeros, el agua marina sólo encaja parcialmente, ya que la mezcla de agua dulce y agua marina no es tóxica pero no es potable y no utilizable para muchos usos. Su mezcla con el agua dulce es una contaminación, natural, inducida o artificial, que lleva a una degradación del dominio público hidráulico.

Según el artículo 35 del RPH, para conseguir una adecuada protección de las aguas subterráneas se deberán alcanzar los siguientes objetivos: evitar o limitar la entrada de contaminantes en las aguas subterráneas, proteger, mejorar y regenerar las masas de agua subterránea y garantizar el equilibrio entre la extracción y la recarga e invertir las tendencias significativas y sostenidas en el aumento de la concentración de cualquier contaminante derivada de la actividad humana, con el fin de reducir progresivamente la contaminación de las aguas subterráneas. En lo que respecta a los acuíferos costeros, esto se traduce en mantener la cuña de agua salada, dejando salir al mar un flujo de agua continental, que hay que contabilizarlo en el balance de agua del acuífero. La reducción de la intrusión marina supone incrementar el caudal de descarga al mar. Estos aspectos se analizan en el Capítulo 7.

Según el artículo 38, se podrá admitir el deterioro temporal del estado de las masas de agua si se debe a causas naturales o de fuerza mayor que sean excepcionales o de circunstancias derivadas de accidentes que no hayan podido preverse razonablemente, pero deberán adoptarse todas las medidas factibles para impedir que siga deteriorándose el estado y para no

poner en peligro el logro de los objetivos medioambientales en otras masas de agua no afectadas por esas circunstancias. Esto permitiría operar un acuífero costero como reserva en caso de sequía extraordinaria. No parece amparar el uso de un acuífero costero para usos estacionales con salinización al final de cada ciclo. Esta es una situación frecuente e hidrológicamente admisible.

Según el artículo 37 del RPH, se podrán proponer objetivos medioambientales menos rigurosos cuando existan masas de agua muy afectadas por la actividad humana o sus condiciones naturales hagan inviable la consecución de los objetivos señalados o exijan un coste desproporcionado, pero deberán incluirse, al menos, las siguientes condiciones: a) que las necesidades socioeconómicas y ecológicas a las que atiende dicha actividad humana no puedan lograrse por otros medios que constituyan una alternativa ecológica significativamente mejor y que no suponga un coste desproporcionado, b) que se garanticen los mínimos cambios posibles del buen estado de las aguas subterráneas, teniendo en cuenta las repercusiones que no hayan podido evitarse razonablemente debido a la naturaleza de la actividad humana o de la contaminación y c) que no se produzca deterioro ulterior del estado de la masa de agua afectada. No queda claro que lo dispuesto considere acuíferos salinizados cuyo tiempo de recuperación sea de décadas.

Las posibles dificultades de adscripción de los acuíferos costeros a las diferentes administraciones hidráulicas está actualmente resuelta al haberse tenido que definir las masas de agua subterránea de cada Demarcación Hidrográfica. Sin embargo, en ese proceso algunos acuíferos costeros compartidos han quedado divididos entre dos demarcaciones distintas, lo que dificulta su gestión y por tanto la consecución de los objetivos de buen estado y su adecuada gestión.

El análisis de la LA y sus reglamentos permitía encontrar disposiciones aplicables a los acuíferos costeros (Custodio, 1988). Estas tienen menor desarrollo o no se han conservado en el TRLA y el RPH y se engloban en lo que hace referencia al buen estado de las aguas subterráneas, pero sin especificar acciones.

El artículo 91 de la LA y el 244.1 del RDPH hacían expresa relación a los acuíferos costeros al establecer “la protección de las aguas subterráneas frente a intrusiones de aguas salinas, de origen continental o marítimo,

se realizará, entre otras acciones, mediante la limitación de la explotación de los acuíferos afectados y, en su caso, la redistribución espacial de las captaciones existentes...” y según el artículo 244.3 del RDPH “se considera que un acuífero o zona está en proceso de salinización cuando, como consecuencia directa de las extracciones que se realicen, se registre un aumento progresivo y generalizado de la concentración salina de las aguas captadas, con peligro claro de convertirlas en inutilizables”. Esto último subyace en el RPH. Resulta insuficiente para establecer si un acuífero o zona está en proceso de salinización, ya que dicho proceso puede haberse iniciado mucho tiempo antes de notarse los primeros síntomas de salinización. Puede ser que cuando estos sean apreciables, las acciones de corrección sean técnicamente muy difíciles, bien por sus repercusiones sociales o por la imposibilidad de poner a disposición rápida los recursos de agua substitutivos o para desarrollar métodos de ahorro de agua. El riesgo o proceso debe establecerse en base a un estudio de cada acuífero y a un seguimiento de la evolución desde suficientemente antes de que la salinización se produzca o de que progrese la que ya exista.

No queda clara su aplicación a las concesiones o autorizaciones en acuíferos costeros en cuanto a la intrusión marina. Según el artículo 239 del RDPH “los programas, planes, anteproyectos y proyectos de obras o acciones a realizar por la propia Administración, deberán también incluir los correspondientes estudios de evaluación de efectos medioambientales cuando razonablemente pueden presumir riesgos para el medio ambiente, como consecuencia de su realización”.

En el artículo 156 del RDPH 156, de acuerdo con el artículo 63 de la LA, se establecía que “las concesiones podrán ser revisadas, a) cuando se hayan modificado los supuestos determinantes de su otorgamiento, b) en los casos de fuerza mayor a petición del concesionario, c) cuando lo exija su adecuación a los Planes Hidrológicos” en cuyo caso c) “el concesionario perjudicado tendrá derecho a indemnización...”, pero no en los otros. El caso a) será “... cuando las circunstancias objetivas que sirvieron de base para el otorgamiento de la concesión hayan variado de modo que no sea posible alcanzar substancialmente la finalidad de la concesión”. Hay una clara conexión entre “sobreexplotación” (explotación intensiva) y salinización de acuíferos costeros, ambos tomados en sentido lato. El artículo 54 de la LA ha sido en buena medida mantenido en el artículo

56 de la TRLA referente a acuíferos sobreexplotados. Según dicho artículo “1. El organismo de cuenca competente, oído el Consejo del Agua, podrá declarar que los recursos hidráulicos subterráneos de una zona están sobreexplotados o en riesgo de estarlo. En estas zonas el organismo de cuenca, de oficio o a propuesta de la comunidad de usuarios u órgano que la sustituya, conforme al apartado 2 del artículo 87, aprobará, en el plazo máximo de dos años desde la declaración, un plan de ordenación para la recuperación del acuífero o unidad hidrogeológica. Hasta la aprobación del plan, el organismo de cuenca podrá establecer las limitaciones de extracción que sean necesarias como medida preventiva y cautelar. El referido plan ordenará el régimen de extracciones para lograr una explotación racional de los recursos y podrá establecer la sustitución de las captaciones individuales preexistentes por captaciones comunitarias, transformándose, en su caso, los títulos individuales con sus derechos inherentes, en uno colectivo que deberá ajustarse a lo dispuesto en el plan de ordenación. 2. Podrá determinar también perímetros dentro de los cuales no será posible el otorgamiento de nuevas concesiones de aguas subterráneas a menos que los titulares de las preexistentes estén constituidos en comunidades de usuarios, de acuerdo con lo dispuesto en el capítulo IV del Título IV de esta Ley. 3. Asimismo, a fin de proteger las aguas subterráneas frente a los riesgos de contaminación, el organismo de cuenca podrá determinar perímetros de protección del acuífero o unidad hidrogeológica en los que será necesaria autorización del organismo de cuenca para la realización de obras de infraestructura... u otras actividades e instalaciones que puedan afectarlo”. Esto se complementa con el artículo 97, punto 2 “En los acuíferos declarados sobreexplotados o en riesgo de estarlo en aplicación del apartado 1 del artículo 56 de esta Ley, será obligatoria la constitución de una comunidad de usuarios. Si transcurridos seis meses desde

la fecha de la declaración de sobreexplotación no se hubiese constituido la comunidad de usuarios, el Organismo de cuenca la constituirá de oficio, o encomendará sus funciones con carácter temporal a un órgano representativo de los intereses concurrentes”.

La consideración de perímetros de protección para las captaciones de agua en un acuífero costero es noblemente más compleja que para la contaminación en un acuífero continental debido a la existencia de la cuña salina y en especial a la posibilidad de formación de conos salinos ascensionales. Sin embargo, se ha tratado de definir perímetros de protección de las captaciones de agua subterránea en los acuíferos costeros españoles (Martínez Navarrete y García García, 2003). Muchas veces es más importante que los pozos estén bien diseñados y construidos que disponer de perímetros de protección. No se dispone de normativa al respecto y se está a merced de hechos consumados, de difícil y costosa reparación y que con frecuencia llevan a dilatados litigios.

El artículo 41.1 de la LA especificaba que “en los Planes Hidrológicos de cuenca se podrán establecer reservas, de agua y de terrenos, necesarias para las actuaciones y obras previstas”, lo que aplicado a acuíferos costeros parece que apoyaba el establecimiento de franjas de prohibición de captaciones o de limitaciones en las mismas.

No existen normas nacionales, ni autonómicas ni locales de buenas prácticas de construcción de pozos y sondeos. En Baleares existió una normativa de 2005, que se integró en la propuesta inicial de Plan Hidrológico aprobada en 2011. El decreto se derogó en 2015 y se suprimió la obligatoriedad de cumplir la normativa en el Plan Hidrológico aprobado en 2015 [ABP y CG].

5.5 La Directiva Marco del Agua europea y los acuíferos costeros

La Directiva Marco del Agua (DMA, 2000), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, busca principalmente el buen estado ecológico de las aguas. La orientación es predominantemente ecológica. Sin ser su objetivo principal, la DMA fija los objetivos para la gestión del agua en los Estados miembros, en los aspectos de cantidad, calidad, gestión, planificación y gobernanza del agua y

del agua subterránea. Sin explicitarlo, estos objetivos afectan a los acuíferos costeros. Se busca la caracterización del estado de las masas de agua subterránea y el cumplimiento de los objetivos medioambientales. También se considera el buen estado de las aguas marinas litorales, aunque no se hace referencia al papel de las descargas de agua de los acuíferos costeros en las enumeraciones de los artículos 30 y 58 del RPH.

La Directiva Derivada sobre el Agua Subterránea, o simplemente Directiva del Agua Subterránea (DAS, 2006), establece como objetivo la protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación química y al deterioro producido, entre otros procesos, por la intrusión salina. Se distingue entre estado cuantitativo, que hace especial referencia a los niveles piezométricos, y estado cualitativo, que hace referencia a la calidad del agua subterránea en comparación con estados de referencia y el fondo natural. El buen estado de las masas de agua subterránea (MASb), que es el objetivo, requiere el buen estado cuantitativo y cualitativo. El buen estado y su protección tienen un interés añadido en la franja litoral de numerosas áreas mediterráneas e insulares españolas, ya que en ellas se localizan la mayor parte de las captaciones para abastecimiento urbano de los municipios costeros y numerosas zonas húmedas de alto valor ambiental. La caracterización del proceso de intrusión salina tiene especial importancia en las zonas del borde litoral para alcanzar el buen estado cuantitativo y químico de las masas de agua subterránea costeras.

Según el Anejo I de la DAS, es necesario definir normas de calidad, así como los valores umbral de los contaminantes de las aguas subterráneas y sus indicadores, según el artículo 3 y el anexo II. Se define la conductividad eléctrica como el parámetro indicativo de la intrusión salina. Para el control y seguimiento de las concentraciones salinas originadas por actividades humanas, los Estados miembros deberán establecer los valores umbral de la salinidad. Estos pueden definirse a partir de las concentraciones de cloruros y sulfatos o bien a partir de los datos de conductividad de las aguas subterráneas. La DAS obliga a fijar los criterios que permitan determinar la existencia de tendencias significativas y sostenidas al aumento de las concentraciones de los contaminantes que, en el caso de la intrusión marina, produzcan "salinidad u otras intrusiones". También se deben definir los puntos de partida de las inversiones de tendencia, teniendo en cuenta la posibilidad de aparición de efectos adversos en los ecosistemas acuáticos asociados o dependientes de los ecosistemas terrestres.

Los contenidos naturales elevados de sustancias o iones resultantes de determinadas condiciones hidrogeológicas específicas no se consideran incluidos en la definición de contaminación y en consecuencia no les son de aplicación las disposiciones relativas al estado químico de las aguas. Tampoco se aplican estas disposiciones si se producen cambios de la dirección del flujo

o de la composición química con carácter provisional y limitados en el espacio, ya que no se consideran indicativos de un proceso de intrusión.

Según la DAS (Anexo V.2.1), para considerar que una masa de agua subterránea se encuentra en buen estado cuantitativo se debe constatar, entre otros, que el nivel del agua subterránea no está sujeto a "alteraciones de la dirección del flujo, temporales o continuas, en un área limitada, causadas por cambios en el nivel, que no provoquen salinización u otras intrusiones ni indiquen una tendencia continua y clara de la dirección del flujo inducida por la actividad humana que pueda dar lugar a tales intrusiones". Para alcanzar el buen estado químico en una masa de agua subterránea (Anexo V.2.3), además de otros requisitos, se debe comprobar que "las concentraciones de contaminantes en el agua subterránea no presentan efectos de salinidad u otras intrusiones", y que "las variaciones de la conductividad eléctrica no indican salinidad u otras intrusiones en la masa de agua subterránea".

Conforme a las definiciones contenidas en la DAS, el proceso de intrusión salina condiciona tanto el buen estado cuantitativo como el buen estado químico de las masas de agua subterránea, por lo que la caracterización y el estudio de la evolución de la intrusión marina deben integrar ambos aspectos.

Según los criterios establecidos en la DMA y la DAS, la caracterización de la contaminación por intrusiones salinas producidas por la actividad humana debe tener en cuenta la composición natural de las aguas subterráneas con el fin de establecer un nivel de referencia de la salinidad y su posible afección posterior por las actividades humanas.

Pero las aguas subterráneas en la franja litoral, en ocasiones pueden presentar altos niveles naturales de salinidad por causas diversas, como la presencia de formaciones geológicas que contienen sales evaporíticas o de aguas de formación de alto contenido en sales, además de la influencia directa desde el mar, especialmente en ambientes semiáridos. También las aguas continentales o insulares pueden ser naturalmente salobres debido a la recarga en clima árido y deposición salina atmosférica alta a causa de la proximidad al litoral en los lugares en que el transporte atmosférico es predominantemente de mar a tierra. Esto se comenta en el Apartado 2.4.3 de la Sección 2.4 del Capítulo 2 y la Sección 3.7 del Capítulo 3.

La caracterización de la contaminación por intrusión marina inducida o favorecida por la actividad humana debe apoyarse en los datos proporcionados por las redes de observación del estado cuantitativo y químico de las aguas subterráneas.

En muchos casos, las series históricas procedentes de la red operativa de piezometría (estado cuantitativo) y de las redes de observación de la intrusión y de la calidad de las aguas subterráneas (estado químico) cubren, con mayor o menor continuidad, un periodo considerablemente largo de medidas, que comprende los últimos 30 años y a veces más, aunque hay periodos sin datos y estos se han hecho más escasos e irregulares desde el inicio de la década del 2000.

Si bien no es fácil identificar las condiciones iniciales de referencia y, por tanto, el efecto directo de la influencia humana en las variaciones de salinidad por intrusión marina, los registros disponibles presentan una importante amplitud temporal y espacial. Esto ha permitido efectuar un estudio estadístico de las series históricas mediante la correlación de los parámetros indicadores del estado cuantitativo y químico, así como el análisis evolutivo de estos parámetros en las masas de agua subterránea costeras en determinadas épocas, en buena parte de los acuíferos costeros españoles en las dos décadas finales del siglo XX. Pero las deficiencias actuales en las redes de observación, en muchos casos no permiten una caracterización actualizada y por lo tanto dificulta la toma de decisiones y la realización de acciones efectivas de protección del acuífero costero y del medio ambiente relacionado. Parte de las deficiencias se han cubierto mediante estudios realizados por las universidades, pero estos son necesariamente limitados en el tiempo y con una orientación no administrativa.

En cualquier caso, la caracterización del estado de un acuífero costero no es una cuestión sencilla y tiene una componente local importante. Se requiere unas directrices que aún no están disponibles de forma suficiente.

El detalle en cuanto a lo que hace o puede hacer referencia a los acuíferos costeros es notable en la DMA y en la DAS, pero no se refleja bien ni en el TRLA ni en el RPH.

La DMA pretendía que se alcanzase el buen estado de los acuíferos en 2015, aunque era un objetivo de máximos y en numerosos casos no alcanzable. Por eso se previó aplazamientos razonados para 2021 y como muy tarde para 2027. Hay casos en que el buen estado no se alcanzará en 2027 y que requiere más tiempo, si es que es factible lograrlo. Tal es el caso del consumo de reservas de agua (minería) de algunos acuíferos españoles del sudeste y de Canarias, como se desarrolla en MASE (2015), o de intrusión marina a gran escala, como en el Campo de Dalías. Estos acuíferos tienen asociado un desarrollo económico y social que hay que preservar y en todo caso reconducir progresivamente a un nuevo paradigma en el uso del agua. Aunque esto podía no haber estado contemplado inicialmente en la DMA, en realidad la DMA tiene herramientas para abordar estas circunstancias. Tales son los daños desproporcionados y el establecimiento de objetivos menos rigurosos para ciertas MASb. Esto supone demostrar esas condiciones, con un buen soporte de conocimiento y argumentos administrativos, económicos y sociales. Esto no se ha abordado aún en España con decisión y en su lugar se ha optado por retrasar el cumplimiento a 2027 a sabiendas de la imposibilidad de hacerlo.

5.6 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

Antonio Embid Irujo. Prof. de Derecho. Universidad de Zaragoza.

Juan Fornés Azcoiti. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid

África de la Hera Portillo. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid

María Martínez Martínez. Prof. de Derecho. Universidad de Zaragoza

5.7 Referencias

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[ABP] Alfredo Barón Peris. Ex–Dirección General Recursos Hídricos. Palma M.

[CG] Concepción González. Ex–Dirección General Recursos Hídricos. Palma M

[IFR] Isabel Farrujia de la Rosa. Jefe Dpto. Recursos Subterráneos. CIATF

Aldaya, M.M., Cabrera, E., Custodio, E., De Stephano, L., Garrido, A., López–Gunn, E., Llamas, M.R., Villarroya, F., Willaarts, B.A. (2012). El agua en España: bases para un pacto de Futuro. Observatorio del Agua, Fundación Botín. Madrid. <http://www.fundacionbotin.org/agua.htm>

Custodio, E. (1988). La intrusión marina y los perímetros de protección en la nueva Ley de Aguas. Jornadas sobre la Aplicación de la Ley de Aguas en la Gestión de las Aguas Subterráneas. AIH–GE, I: 111–137.

Custodio, E. (2016). Ciencia, técnica y derecho de aguas con referencia a las aguas subterráneas. En: A. Embid Irujo (ed.), Treinta años de la Ley de Aguas de 1985. Universidad de Zaragoza, Thomson Reuters Proview: 209–242.

DAS (2006). Directiva Derivada sobre el Agua Subterránea, 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006.

DMA (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000.

Embid Irujo, A. (2016). El futuro de la Ley de Aguas. En: A. Embid Irujo (ed.), Treinta años de la Ley de Aguas de 1985. Universidad de Zaragoza, Thomson Reuters Proview: 57–98.

FAO (1997). Legal measures. In: Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Guidelines for Study, Monitoring and Control. FAO Water Reports 11. Food and Agriculture Organization. Roma: 67–72.

Fornés J.M., de la Hera, A., Llamas, M.R. (2005). La propiedad de las aguas subterráneas en España: la situación del registro y del catálogo. Ingeniería del Agua, 12(2): 125–136.

Fornés J.M., de la Hera, A., (2007). Legal aspects of groundwater ownership in Spain. Water International, 32(4): 676–684.

García–Vizcaíno, M.J. (2011). Régimen jurídico de utilización de las masas de agua subterránea: problemática y propuestas de modificación. Jornada Jurídica de Aguas Subterráneas. AEUAS–Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid.

Huertas, R. (2011). La naturaleza jurídica de las aguas subterráneas con la Directiva Marco del Agua: tendencia hacia la demanialización. Jornada Jurídica de Aguas Subterráneas. AEUAS–Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid.

IPH (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado num. 229, de 22/9/2008.

LA (1985). Ley de Aguas, Ley 28/1985, de 2 de agosto (BOE 189 de 8–8–1985, pág. 25123 a 25135).

LAC (1990). Ley de Aguas de Canarias, Ley 12/1990, de 26 de Julio. BOE.

La Calle Marcos, A. (2009). La adaptación española de la Directiva marco del agua. Fundación Nueva Cultura del Agua: 1–39.

Martínez Navarrete, C.; García García, A. (2003). La delimitación de perímetros de protección de captaciones de agua subterránea para abastecimiento de poblaciones en acuíferos costeros. Aspectos legales y metodológicos. II TIAC, Alicante, I: 543–554.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9ca-da-2010>

Menéndez Rexach, A. (2016). La génesis de la Ley de Aguas de 1985: problemas y objetivos. En: A. Embid Irujo (ed.), Treinta años de la Ley de Aguas de 1985. Universidad de Zaragoza, Thomson Reuters Proview: 15–56.

Molinero, J. Custodio, E., Sahuquillo, A., Llamas, M.R. (2008). DMA y la gestión del agua subterránea en España. 6º Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, Vitoria–Gasteiz: Los Nuevos Planes de Gestión de Cuen-cas, Una Oportunidad Para la Recuperación de los Ciclos del Agua. F. Nueva Cultura del Agua: Sesiones Paralelas V: 1–9.

Molinero, J., Custodio, E., Sahuquillo, A., Llamas, M.R. (2011). Groundwater in Spain: Legal framework and man-agement issues. In: Findikakis & Sato (eds.) Groundwater Management Practices. CRC Press/Balkema: 123–137.

PHN (2001). Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. BOE 161 de 06 de Julio de 2001: 24228–24250, modificado por [Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la ley 10/2.001 del Plan Hidrológico Nacional](#).

Poveda, J.A. (2011). La naturaleza jurídica de las aguas subterráneas con la Directiva Marco de Aguas: tendencia hacia la demanialización. Jornada Jurídica de Aguas Subterráneas. AEUAS–Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid.

RAHPH (1988). Reglamento de Administración Hidráulica y Planificación Hidrológica que desarrolla los títulos II y III de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto 927/1988, de 29 de julio (BOE209, de 31/08/1988).

RDPH (1986). Reglamento del Dominio Público Hidráulico que desarrolla los títulos Preliminares, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, aprobado por Real Decreto 840/1986, de 11 de abril (BOE 103 de 30–4–1986, pág. 15500–15537).

RPH (2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de Julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado 162, de 7/7/2007.

TRLA (2001). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. BOE 176, de 24 de julio de 200: 26791–26817. <http://www.boe.es/buscar/doc.php?id=-BOE-A-2001-14276>.

TRLA (2003). Artículo 129. Modificación del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por la que se incorpora al derecho español, la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. BOE 313, de 31 de diciembre de 2003: 46874–46992.

Capítulo 6. Aspectos económicos de los acuíferos costeros.

Preámbulo

Tras unas consideraciones generales y su aplicación a los acuíferos costeros, se presentan las externalidades negativas asociadas a la explotación de los acuíferos costeros. Se discuten las fuentes alternativas de agua que se pueden poner a disposición en un acuífero costero, con sus implicaciones económicas. Se aportan datos sobre los costes/tarifas de agua y del agua subterránea en los acuíferos costeros. Se comenta la modelación para optimización económica de la explotación de un acuífero costero y el papel de posibles tasaciones para favorecer la gestión. Todo ello está en relación con la gestión y los aspectos sociales, que son objeto de los Capítulos 7 y 8..

Índice

- 6.1 Consideraciones generales
- 6.2 Consideraciones sobre el coste del agua subterránea
- 6.3 Externalidades negativas asociadas a las aguas subterráneas y a los acuíferos costeros
- 6.4 Coste de la energía asociada a las aguas subterráneas
- 6.5 Aspectos económicos de las fuentes alternativas de agua
 - 6.5.1 Desalinización del agua del mar
 - 6.5.2 Desalinización del agua salobre (desalobración)
 - 6.5.3 Regeneración de aguas usadas (reutilización)
- 6.6 Costes, precios y tarifas del agua y del agua subterránea en las áreas costeras mediterráneas e insulares españolas
- 6.7 Tasación de la explotación del agua subterránea
- 6.8 Modelación para optimización económica de la explotación de un acuífero costero
- 6.9 Agradecimientos
- 6.10 Referencias
- Anejo A6 Fundamentos de un modelo socio–económico–ecológico que considera el efecto

Resumen

En los acuíferos costeros, el agua debe generalmente ser bombeada. Hay que tomar medidas para evitar la salinización de parte de las captaciones, tanto en lo referente a la construcción y acabado como en el diseño y en el modo de explotación. Esto añade una complejidad que no sólo es técnica sino también económica, en especial cuando los efectos aparecen tardía y progresivamente. El agua que ha sufrido un incremento de la salinidad puede llegar a ser no apta para su uso. La corrección de la salinidad es costosa, tanto si se hace por mezcla con otras aguas de superior calidad como por tratamiento físico-químico. El tratamiento requiere un notable aporte de energía.

La explotación de los acuíferos produce beneficios económicos y sociales, pero también tiene costes, unos directos y otros indirectos, que afectan a terceros, a la sociedad en general y al medio ambiente y sus servicios. En los acuíferos, costeros las externalidades negativas incluyen las derivadas de la posible salinización, que en algunos casos pueden ser dominantes.

En muchos acuíferos costeros no hay disponibilidad de otras fuentes de agua que no sean el propio acuífero. Por lo tanto, las aguas subterráneas son necesarias, deben hacerse inversiones económicas para evitar la salinización y aplicar normas de gestión que preserven su cantidad y calidad. Todo ello tiene un coste, que debe ser cubierto por el usuario. En los acuíferos costeros afectados por salinidad, las aguas subterráneas pueden requerir sustituciones de fuentes de agua, mezclas o desalobración, lo que tiene un coste elevado.

Los subsidios suelen producir una distorsión económica y llevar a ineficacia en el uso del agua de un acuífero costero, aunque pueden ser instrumentos económicos y sociales convenientes en ciertos casos como incentivos o como correctores, pero deben cubrir objetivos bien delimitados, estar controlados y tener un tiempo de validez no prorrogable. Una forma sutil de subvención es la no consideración de la pérdida o degradación de las funciones y servicios de los ecosistemas afectados, cuyos costes repercuten en buena parte sobre terceros, los que no participan de los beneficios de la actividad económica o social y sobre la sociedad en general.

En situaciones de escasez de agua en un área costera, las alternativas de abastecimiento son la importación

de agua desde otros lugares, la desalinización de agua del mar y la reutilización (regeneración) de aguas usadas, además de la puesta en uso de aguas subterráneas locales salinas mediante mezcla o por tratamiento físico o fisicoquímico de desalobración. Todo esto supone un incremento del coste del agua disponible en el lugar de uso. Estos incrementos son aceptables para el abastecimiento humano y de las actividades turísticas e industriales no intensivas en agua, pero no para la agricultura, salvo cuando sea de alto rendimiento. El usuario trata de obtener agua al menor coste o precio posible, compatible con la calidad y la garantía de disponibilidad, lo que hace que el acuífero costero sea preferido si no hay agua de importación barata. Así, las obras e instalaciones complementarias tendrán menor utilización y por lo tanto producirán agua a un coste promedio mayor, que puede ser mucho mayor en el caso, no raro, de pequeñas utilidades anuales. Para lograr la mayor utilización de instalaciones complementarias suelen aplicarse subvenciones.

Los costes y los precios del agua subterránea tienen un amplio margen de variación, en función de la profundidad del nivel del agua durante la explotación, de los costes asociados a la puesta del agua a disposición del regante y del acondicionamiento y reposición de las captaciones, de la maquinaria y de las instalaciones de extracción, en especial cuando hay una progresiva degradación de la calidad del agua por intrusión marina en acuíferos costeros. La salinización de las captaciones de agua subterránea en los acuíferos costeros favorece la corrosión, la pérdida de productividad y no raramente el abandono del lugar.

El consumo energético tiene generalmente un peso importante en el coste del agua extraída, que ha ido creciendo y presumiblemente va seguir subiendo, lo que lleva a un encarecimiento notable del agua subterránea puesta a disposición. Este consumo energético se incrementa notablemente cuando se requieren tratamientos físico-químicos para reducir la salinidad del agua de pozos afectados por intrusión marina.

En buena parte de la costa mediterránea española son comunes costos/precios del agua subterránea entre 0,3 y 0,5 €/m³, según las circunstancias, en aumento, mientras que en Canarias los precios más comunes son del orden de 0,5 €/m³, aunque en momentos de gran demanda pueden superar 1 €/m³.

El pago por el agua en la agricultura intensiva de regadío de la costa mediterránea e insular española es una parte pequeña del coste total de la explotación agrícola, de modo que no sería un determinante principal de la viabilidad de la actividad. Sin embargo, como buena parte de los insumos agrícolas están fuera del control del agricultor, el agua, aun siendo un componente menor en la agricultura intensiva, tiene un peso económico significativo en el margen neto que puede ser controlado parcialmente por el agricultor. La salinización del agua subterránea puede disminuir progresivamente ese margen neto.

Los efectos de salinización son más sensibles en el caso del abastecimiento, donde la posible pérdida de calidad y sus consecuencias puede tener un efecto más importante que el pago por el agua. Sin embargo, la experiencia balear resta importancia a esta circunstancia en cuanto al turismo, pero adquiere relevancia en cuanto al coste de la frecuente renovación de electrodomésticos y dispositivos domésticos y de industrias a causa de la corrosión. La progresiva salinización o las salinizaciones estacionales pueden jugar un papel indirecto y no buscado de regulador económico para ir reduciendo las extracciones de los acuíferos costeros.

En las áreas costeras, el agua superficial local o importada, si está disponible, puede ser más barata que el agua subterránea local. Pero si se consideran todos los costes, incluyendo los de transporte hasta el lugar de uso, y se eliminan las subvenciones directas e indirectas, es posible que la diferencia entre ambos costes se reduzca e incluso se invierta. Esto puede suceder incluso para el agua salobre subterránea con reducción de salinidad mediante tecnología de membranas, aunque el coste de la evacuación adecuada de las salmueras residuales puede ser un coste adicional importante, en general no considerado. El agua desalinizada y regenerada suele ser más cara, salvo que se ponga a disposición con importantes subsidios, si bien las diferencias disminuyen y se aproximan en determinados casos.

En buena parte de los acuíferos costeros españoles no parece que el precio del agua sea una causa de disminución de la agricultura cuando esta es intensiva, tecnificada y especializada, aunque a más largo plazo se puede producir una disminución de la superficie regada

si progresa la salinización.

El valor de estabilización, o de seguridad, que proporciona la posibilidad de poner a disposición recursos de agua subterránea de los acuíferos costeros en épocas de sequía es importante, tanto para abastecimiento como para regadío. Esto favorece que se continúe con las instalaciones que posibiliten la explotación de los acuíferos costeros para usos agrícolas.

En el caso de abastecimiento urbano y turístico, en áreas costeras se suele preferir el agua suministrada en alta para disminuir los riesgos asociados a la calidad, aunque es frecuente mantener la posibilidad de cubrir puntas de demanda y averías con el agua de los acuíferos costeros locales. Mantener operativas estas captaciones, al tiempo que se protege y mejora el acuífero, es una medida saludable y que debería promocionarse. Sin embargo, la fuerte reluctancia a aumentar las tarifas de suministro de agua, que es la situación habitual en España, hace que con frecuencia no se disponga de recursos económicos para mejorar la calidad y la seguridad y aún ni para las reposiciones recomendables salvo las reparaciones de emergencia.

Las clásicas preguntas de ¿cuánta agua se puede extraer de un acuífero costero y con qué régimen? tienen una respuesta que no es sólo técnica sino que tiene notables connotaciones económico-sociales y ambientales, las que pueden y suelen ser dominantes. La parte ambiental, en especial en lo que respecta al papel de la descarga de agua continental o insular en las aguas marinas litorales y de los estuarios, es la que más raramente se considera.

En la optimización de la explotación de un acuífero costero, al igual que en los acuíferos en general, los objetivos son a veces simples y se refieren a cómo reducir las extracciones mediante el aumento de la eficiencia de distribución y uso. Eso supone inversiones que pueden ser importantes, tanto en el medio urbano como agrícola de regadío. Hay que incorporarlas al análisis económico, además teniendo en cuenta las posibles implicaciones medioambientales relacionadas con el exceso de agua y con la recarga que se induce. Esto se puede hacer con modelos apropiados.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Las actualizaciones sólo se han hecho cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener en ocasiones problemas de interpretación de las fuentes o de no especialización del redactor.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios.

6.1 Consideraciones generales

El agua, además de ser un bien vital y esencial a la naturaleza, puede también considerarse un bien económico (Rogers et al. 2002), aunque con características que la diferencia esencialmente de un bien mineral (Savenije, 2002). Aunque el acceso al agua es un derecho fundamental del hombre, conlleva productividad económica, aunque ello no siempre sea determinante de la economía de una determinada actividad. Esto sucede en los casos en que dominan otros factores económicos, incluida la agricultura intensiva de alto rendimiento (Herrera, 2003). En este contexto, las aguas subterráneas tienen un comportamiento distinto al de otras fuentes de agua, lo que tiene repercusiones en los aspectos económicos. Un acuífero combina el papel de conductor de un caudal por un territorio extenso y el de almacén (reserva), con un tiempo de renovación que es como poco de meses, frecuentemente de años a décadas e incluso de siglos. Así constituye una infraestructura natural que sólo requiere vigilancia y en su caso ciertas adaptaciones tecnológicas y conservación de su funcionamiento cuando se accede al mismo mediante perforaciones. Por otro lado, salvo los casos especiales en que el agua subterránea surja naturalmente o resulte del drenaje mediante galerías de un terreno montañoso, para su puesta a disposición debe ser extraída aplicando energía, lo que no sucede para la captación de aguas superficiales en condiciones comunes.

Generalmente, en los acuíferos costeros el agua debe ser bombeada y hay que tomar medidas para evitar la salinización ciertas captaciones. Esto añade una complejidad que no sólo es técnica sino también eco-

nómica, en especial cuando los efectos aparecen tardía y progresivamente. El agua que ha sufrido un incremento de la salinidad puede llegar a ser no apta para el consumo humano, la industria, los usos urbanos y turísticos y el regadío. La corrección de la salinidad es costosa, tanto si se hace por mezcla con otras aguas de mejor calidad como por tratamiento físico-químico, el que actualmente se suele hacer mediante membranas. El tratamiento físico-químico requiere un notable aporte de energía.

La explotación de los acuíferos produce beneficios económicos y sociales, pero también tiene costes, unos directos y otros indirectos (externalidades negativas) que afectan a terceros, a la sociedad en general y al medio ambiente y sus servicios (Capítulo 4). En los acuíferos costeros, las externalidades negativas incluyen las derivadas de la posible salinización.

En general, el agua subterránea es en muchos casos un autoservicio consumido por los propios usuarios, ya que son ellos los que prestan el servicio de extracción, sin vínculo con otra entidad. La excepción son las Comunidades de Regantes que utilizan pozos destinados o cedidos al servicio común y facturan a sus comuneros los costes y también las empresas y organizaciones que extraen el agua para venderla.

El agua subterránea captada en los acuíferos costeros tiene como destino principal abastecer a las numerosas actividades humanas en la proximidad de la costa, con un frecuente e importante peso de los usos urbanos y turísticos, pero en general dominan los usos

agrícolas, incluso en áreas muy ocupadas. Entre unas y otras actividades hay diferencias de matiz económico importante ya que el abastecimiento urbano, industrial y turístico tiene una capacidad de pago notablemente mayor que el abastecimiento agrícola, aun en el caso de la agricultura intensiva tecnificada. De ahí que, en cuanto a importancia de la demanda y capacidad de pago, se ponga énfasis en la agricultura, que además suele ser un factor de producción y empleo no despreciable en la economía local cuando se considera la agroindustria y servicios derivados y asociados. Para la Región de Murcia el sector agrario supone un 5% del VAT (valor añadido total) pero sumando los servicios y agroindustria asociada supone del orden del 21%. En Tenerife y La Palma, la agricultura aporta el 9% del PIB regional, incluyendo la pesca, mientras que los servicios aportan casi el 65%.

En muchos acuíferos costeros no hay disponibilidad de otras fuentes de agua que no sean el propio acuífero y por lo tanto las aguas subterráneas son necesarias, deben hacerse inversiones económicas y aplicar las normas de gestión que preserven su cantidad y calidad.

En los casos en que se dispone de otras fuentes de agua, el papel de las aguas subterráneas es variable, desde el recurso para ciertas áreas en que las otras fuentes no llegan o llegarían con un alto coste, hasta el complemento que proporciona garantía de disponibilidad. En los lugares en que se han realizado obras diversas de suministro y transporte de agua, el papel de las aguas subterráneas es el de aumento de la garantía con un coste moderado, lo que para la agricultura es un seguro para paliar el efecto de sequías. Esto es especialmente importante en las áreas costeras, aunque la complejidad aumenta por el riesgo de salinización temporal o sostenida y los costes añadidos que ello comporta.

Cabe que una mayor utilización de agua superficial en los años húmedos y una mayor extracción de agua subterránea en los años más secos produzca un beneficio económico, lo que equivaldría a disminuir fuertemente el coste de oportunidad del aumento de los recursos, al tiempo que reduce grandemente los costes de oportunidad de la ampliación de la capacidad del sistema. Sin embargo, el análisis económico de la utilización conjunta alternante (sin recarga artificial) de aguas superficiales y subterráneas está pendiente de un análisis económico riguroso.

Hay una notable diferencia entre las inversiones en agua superficial y en agua subterránea. Las aguas superficiales se diseñan para cubrir demandas futuras que pueden ser mayores que las actuales, mediante una obra costosa, a ejecutar durante varios años y cuya plena utilización puede que se retrase mucho en el tiempo; eso supone costes importantes que se suman a los costes pequeños de operación y mantenimiento en los casos en que no se requiere bombeo hasta el lugar de uso. Las aguas subterráneas suponen inversiones en obras que son mucho menores que en aguas superficiales y cuya ejecución es rápida y progresiva en el tiempo a medida que evoluciona la demanda, aunque con tiempos más cortos de amortización y costes de operación y mantenimiento mucho mayores, que en buena parte están asociados al consumo energético. El coste total depende de la tasa de interés que se aplique, aunque el resultado suele ser favorable a la utilización de las aguas subterráneas salvo que no se considere la amortización de las obras para poner a disposición las aguas superficiales. Las tarifas del agua baratas de muchos proyectos de aguas superficiales se deben a que sólo se consideran los costes de explotación y mantenimiento o que se aplica una tasa de interés muy baja a las inversiones. La experiencia muestra que los grandes embalses en España (y el mundo) ya han superado los 50 años de vida y siguen en buen estado, con lo que los costes del capital son bajos. Según J. Berbel (com. personal, 2017), el coste de regulación de las aguas superficiales puede ser de 0,02–0,03 €/m³ en alta, sin subvenciones, a lo que hay que añadir desde menos de 0,02 €/m³ a 0,03 €/m³ de derrama por vigilancia y otros gastos (algo más en la Cuenca del Ebro [JA]), mientras que las aguas subterráneas rara vez cuestan menos de 0,09 €/m³, sin incluir costes de vigilancia.

Los cálculos económicos que no consideran los costes de capital porque éste se encuentra ya amortizado o se han realizado las obras con aportaciones sin retorno, pueden tener sentido administrativo pero económicamente debería plantearse una capitalización para la reposición. Puede ser obligatorio no considerarlo contablemente, por ejemplo para lo que se ha realizado con fondos FEDER dentro de la Unión Europea, ya que, de hacerse, la Administración correspondiente obtendría un beneficio económico de algo en lo que no ha invertido. En esta situación debe considerarse la necesidad de capitalización para reponer más adelante lo que vaya quedando fuera de uso. Esto hace que los precios y tarifas de las aguas subterráneas, que no han recibido esas aportaciones económicas, resulten

muchas veces superiores a los de las aguas superficiales. Esto es una distorsión. Además, la aportación económica ha sido pagada por otras actividades que posiblemente no tengan relación con el agua puesta a disposición. Estos recursos económicos podrían haberse destinado a otros usos alternativos más rentables.

En los acuíferos costeros afectados por salinidad, las aguas subterráneas pueden requerir substituciones de fuentes de agua, mezclas o desalobración, lo que tiene un coste elevado.

6.2 Consideraciones sobre el coste del agua subterránea

Para obtener y poner a disposición el agua, en la cantidad o caudal, lugar y momento adecuados y con una determinada garantía de disponibilidad, además de con la calidad apropiada, se requieren infraestructuras, consumo de energía y esfuerzo humano. Eso supone costes que hay que cubrir, lo que se traduce en gastos para el explotador y en precios y tarifas para los usuarios que la adquieren o utilizan. Lo que no se pague repercute en los usuarios y produce diseconomías (externalidades negativas), las que se trasladan como costes a otros, en el momento actual o en el futuro. Se pueden traducir en insuficiente amortización, inadecuado mantenimiento y/o endeudamiento, entre otros considerandos.

Los costes del agua subterránea pueden y suelen variar a lo largo del tiempo, además de los debidos a la energía y los insumos. Influye la profundidad desde la que hay que elevar el agua y en el caso de los acuíferos costeros la salinidad. Para establecer precios y tarifas con validez durante un cierto tiempo hay que proyectar escenarios adecuados.

En general, muchos de los costes y beneficios son calculables y medibles en unidades monetarias y a ellos se hace referencia comúnmente. Sin embargo, otros son de evaluación difícil y a veces controvertida y otros no son evaluables (intangibles), pero pueden tener notable importancia social, política y ética.

Los precios del agua subterránea incorporan las tasas y otras cargas que son de aplicación, si las hubiera (no es el caso de España) y deben incluir los costes del tratamiento adicional que sea necesario, una parte importante del cual suele ser el de la energía. Esto último puede ser relevante en el caso de acuíferos costeros cuando hay que reducir la salinidad por mezcla con otra agua o por tratamiento de desalobración o desalinización y en su caso de corrección del contenido iónico.

La escasez de agua, sea esta real o sentida, es un aspecto dominante en las áreas áridas y semiáridas, con predominio de los aspectos de cantidad, si bien los de calidad son igualmente importantes y lo serán más en el futuro, en especial en los acuíferos costeros. La escasez va ligada a un coste de oportunidad, es decir, lo que se pierde por no utilizar el agua en una actividad económica más productiva. Un mayor uso del recurso de agua hoy reduce las oportunidades de uso futuro, de modo que el coste marginal del recurso podría computarse como el valor actual de esas oportunidades que ya no existen (NRC, 1997). En general, los precios y tarifas aplicados al agua reflejan los costes asociados a su puesta física a disposición y no el uso de un bien escaso. En el caso de aguas subterráneas no suele haber verdaderos precios de mercado ya que no hay una clara oferta y demanda en un mercado, sino tarifas y transacciones privadas entre ofertante y adquirente, con la excepción de Canarias.

Comúnmente se considera únicamente el coste directo, resultante de sumar el coste asignado a las infraestructuras, el de la energía consumida para su obtención y transporte y el de operación y mantenimiento, en su caso incluyendo las tasas y gravámenes y, en el caso de empresas privadas, el beneficio industrial. Así, el precio del agua no refleja el hecho de que sea escasa o no.

Los costes de transporte del agua hasta el lugar de utilización pueden ser un sumando importante, que se adiciona a la tarifa en origen o en alta de una fuente de agua. La proximidad de la fuente de agua subterránea local al usuario puede y suele hacerla más barata que otras fuentes de agua, a pesar de que los costes de obtención sean mayores. Por esta razón, los regantes prefieren en muchos casos el agua subterránea local, aunque sea cara, a lo que se suma su mayor seguridad de disponibilidad, más sencillo acceso en un momento dado (evita la sujeción y espera asociada a los turnos

de riego) y posibilidad de mantener una humedad adecuada en el suelo cuando conviene, sin necesidad de almacenamiento de agua. Algo similar sucede en el abastecimiento a pequeños núcleos urbanos, aunque el agua que se utilice finalmente sea otra por razones de garantía sanitaria, de subvenciones o de imposición.

El precio del agua crece frecuentemente con su escasez, por los menores ingresos si disminuye la cantidad distribuida (se incrementan los costes unitarios a causa de los costes fijos) y porque en muchos casos se ha de recurrir a fuentes de agua más caras, por mayor coste de producción (considerando cantidad y calidad) o por ser más lejanas o por simple oportunidad para obtener mayores ingresos. La pérdida económica por el incremento de precios se puede determinar comparando el valor económico obtenido por los usuarios con el que se hubiese logrado mediante el aporte del agua adicional necesaria para cubrir toda la demanda, teniendo en cuenta los efectos asociados, tales como cambios en los precios de lo que se produce al haber mayor oferta o por encarecimiento de los insumos y del coste de la vida por la mayor demanda de bienes.

También puede ser conveniente considerar los incrementos de ingresos de las actividades productivas en períodos de escasez, ya que estas reducen la oferta de productos e incrementan los precios de los mismos, aumentando el margen de explotación. En períodos de sequía, los precios de los productos agrarios suelen incrementarse debido a la reducción de su oferta y al mantenimiento de la demanda.

Los subsidios (subvenciones) que muchas veces se aplican o que subyacen (encubiertos) consciente o inconscientemente en la economía del agua, son frecuentemente una distorsión económica. Pueden llegar a ser perversos, ya que no es raro que con ellos se llegue a resultados contrarios a los pretendidos. Las subvenciones, frecuentemente encubiertas, están generalizadas en todo el mundo para las aguas superficiales (para riego en particular), lo que afecta a la eficiencia de uso, que suele ser menor. Aunque también hay subvenciones en el caso de las aguas subterráneas para usos determinados o en áreas específicas, como las que a veces se aplican al suministro energético, suelen ser mucho menores. Los subsidios pueden ser instrumentos económicos y sociales convenientes en ciertos casos como incentivos o como correctores, pero deben cubrir objetivos bien delimitados, estar controlados y tener un tiempo de validez no prorrogable.

Una forma subvención es la no consideración de la pérdida o degradación de las funciones y servicios de los ecosistemas afectados, cuyos costes repercuten en buena parte sobre terceros que no participan de los beneficios de la actividad económica o social y sobre la sociedad en general.

La valoración de la productividad económica del agua está sujeta a diferentes interpretaciones (López-Gunn et al., 2012). Puede ser a veces controvertida, pero es un dato cuantitativo útil para efectuar comparaciones.

En el caso de la agricultura intensiva, los ingresos que se obtienen de la actividad son en gran parte una compensación al agricultor y empresario agrícola por haber invertido en terrenos y otros componentes fijos y variables –incluyendo la mano de obra contratada– y también el pago del propio trabajo del agricultor autónomo y sus familiares, aunque no siempre se hace a precios de mercado. El agua es un insumo más. Con frecuencia puede ser menor que otros términos. En el caso de agricultura de alto rendimiento, el agua puede ser un insumo con coste pequeño en relación al coste del resto de insumos. A veces el agua se aporta sin considerar su coste cuando la produce o la dispone el propio agricultor. Eso hace que no haya una relación definida entre inversión en agua y rendimiento económico, ni tampoco con el crecimiento económico del área.

Hay procesos productivos, entre ellos algunos de los de la agricultura moderna, en que los que una buena parte de los costes vienen impuestos externamente. El agricultor tiene que aceptar los precios de los insumos sin poder influir en los mismos. Así, aunque el agua sea un sumando pequeño en el conjunto de costes, influye en el margen neto obtenido y ahí es donde el productor puede influir para mejorar sus ingresos, aunque sea poco. Por eso suele tratar de obtener el agua lo más barata posible y busca subvenciones directas o indirectas. De ello se deriva la importancia económica y social que se le da al agua, aunque su peso en el producto sea relativamente pequeño y explica que sea objeto de notables presiones sociales por parte del agricultor sobre la administración pública y los políticos. Para el abastecimiento urbano e industrial (salvo en factorías de alta demanda de agua), estos aspectos son mucho menos relevantes.

El abastecimiento urbano, turístico e industrial puede pagar y de hecho paga costes y precios más elevados que la agricultura. Eso hace que pueda competir favo-

rablemente por el agua subterránea, salvo intervenciones públicas específicas que lo eviten. Es frecuente que la administración pública busque o establezca que el uso del agua para abastecimiento deje un excedente económico para subvencionar el agua agrícola, aunque la situación contraria también puede darse cuando se obliga a utilizar agua cara a los agricultores al limitar el acceso a otras fuentes.

En situaciones de escasez de agua, las alternativas de suministro son la importación de agua desde otros lugares, la desalinización de agua del mar en áreas costeras e islas y la reutilización (regeneración) de aguas usadas, además de la puesta en uso de aguas subterráneas locales salinas o con inadecuada composición química, para abastecimiento o para riego, mediante mezcla o por tratamiento físico o fisicoquímico de desalabración. Todo esto supone un incremento del coste o precio del agua disponible en el lugar de uso. Estos incrementos de costes/precios son aceptables para el abastecimiento, aunque éste tratará de obtener agua al menor coste o precio posible. Así, las obras e instalaciones complementarias tendrán menor utilización y por lo tanto producirán agua a un coste promedio mayor, que puede ser mucho mayor en el caso, no raro, de pequeñas utilidades anuales. Para

incentivar la mayor utilización suelen aplicarse subvenciones al precio o tarifa.

Un aspecto importante es la seguridad de disponibilidad de agua, tanto para abastecimiento como para regadío. Si la seguridad no la proporciona el sistema de abastecimiento, se cubre con la posibilidad de incrementar la extracción de agua subterránea, que, como se ha comentado anteriormente, es un modo de seguro, en especial para la agricultura. Las reservas de agua tienen un importante valor como seguridad, que tienen el valor de opción de su uso en situaciones extremas, en vez de un uso continuado. El valor de estabilización o de seguridad que proporciona la posibilidad de poner a disposición recursos de agua subterránea en sequías es algo aún no bien estudiado y valorado. Ha sido analizado en el Campo de Cartagena. En España, como en California, el valor futuro de estabilización de usos y rentas económicas que tienen las reservas de agua subterránea es o puede ser equivalente al propio valor de uso presente. La utilización sustentable de las reservas de agua subterránea requiere estudio, buen conocimiento del acuífero y del sistema hídrico y modelación con herramientas hidrogeológicas y de gestión (Kounduri y Christou, 2006; Tsur y Graham–Tomasi, 1971).

6.3 Externalidades negativas asociadas a las aguas subterráneas y a los acuíferos costeros

El aprovechamiento y uso de los recursos de aguas superficiales y subterráneos producen externalidades negativas, que pueden ser importantes, aunque distintas; además se afectan mutuamente (Sánchez–González, 1989a; 1989b).

El uso agrícola produce retornos de riego, que afectan a la calidad del agua de los acuíferos relacionados y de los cauces fluviales y manantiales aguas abajo. El efecto suele ser mayor en el caso de las aguas subterráneas ya que la salinidad inicial del agua aplicada suele ser mayor, aunque hay ejemplos contrarios cuando el agua superficial alóctona es más salina que las aguas subterráneas locales. El efecto de retorno salino se incrementa si la aplicación del agua de riego se hace eficientemente. Estas situaciones se intensifican en los acuíferos costeros, ya que son lugares donde convergen los efectos continentales o insulares y donde además existe la interfaz con el medio marino salino.

La explotación del agua subterránea supone externalidades que afectan a los propios captadores, a terceros y al medio ambiente. En general, estas externalidades son costes, aunque en algunos casos pueden ser beneficios. Tal es la reducción de pérdidas por evaporación al no estar el agua almacenada en superficie o el drenaje de áreas inundadas o propensas a inundarse por ascenso del nivel freático, suponiendo que los efectos negativos medioambientales sean menores. También la explotación del agua subterránea supone externalidades negativas en relación con el medio ambiente, como las posibles mermas de los caudales de manantiales y del caudal de base de los ríos, la reducción de humedales y los efectos en las aguas marinas litorales (Capítulo 4).

Rara vez se consideran las externalidades y en especial los efectos sobre el medio ambiente y sus servicios ecosistémicos, a pesar de que pueden tener un notable impacto económico y social. Deberían reflejarse

en los precios y tarifas (Brozović et al., 2010; Pfeiffer y Lin, 2012a; Koundouri, 2004; Young, 1993; Llamas y Garrido, 2007).

La teoría económica considera tres tipos de instrumentos para tratar de tener en cuenta las externalidades de mercado que se derivan de las características de recurso comunal del agua (Kahil et al., 2014): 1) solución Pigou, en la que se tasan las extracciones de agua y se aplican impuestos para compensar las externalidades negativas; se considera en la Directiva Marco del Agua europea (costes ambientales y costes

del recurso), 2) solución Coase, en la que se privatiza el derecho al uso del recurso y se permite su comercio; se considera en Australia y 3) gobernanza del bien comunal, que se basa en la evidencia de que las reglas gubernamentales fallan porque carecen de suficiente legitimidad y de conocimiento de las condiciones locales; en este instrumento institucional, los propios usuarios son los que establecen las normas y mecanismos de implantación, dentro de un marco general regulado por la administración pública; es algo que no suele ser considerado por las autoridades del agua si no es en función de una normativa superior.

6.4 Coste de la energía asociada a las aguas subterráneas

Cuando el agua subterránea tiene que ser bombeada, el coste de la energía puede ser una parte importante del coste total de obtención del agua, en especial en áreas con niveles profundos, aunque el término de energía también puede ser importante para sistemas de aguas superficiales cuando se requieren elevaciones grandes para su puesta a disposición o deben ser distribuidas a presión para su aplicación, por ejemplo en riegos tecnificados. Existe un claro nexo agua-energía, que cada vez tiene más importancia en la economía del agua y en especial del agua subterránea.

El coste del consumo energético tiene un peso importante en los costes de extracción del agua subterránea por bombeo, su impulsión y, en su caso, de puesta a presión, en especial allí donde el regadío se ha modernizado (Soto-García et al., 2013), en parte para conseguir ahorros de agua, además de ahorros de mano de obra y de almacenamiento.

Suponiendo agua dulce de densidad 1 kg/L, el consumo energético E para elevar 1 m³ a una altura h con un rendimiento ρ (como fracción) es:

$$E(\text{kWh/m}^3) = 0,00272 \, h(\text{m}) / \rho$$

y la potencia P necesaria para elevar 1 L/s a 1 m con un rendimiento ρ es:

$$P(\text{W/(L/s)}) = 0,0098 \, h(\text{m}) / \rho$$

Las grandes instalaciones para el aprovechamiento del agua subterránea suelen tener optimizada la maquinaria de bombeo para obtener la mayor eficiencia

energética posible. Sin embargo, las pequeñas unidades de bombeo y en especial las bombas de los pozos suelen tener una baja eficiencia energética (Cabrera et al., 2012), por sobredimensionamiento, desgaste, corrosión salina o haber variado la elevación respecto a la de diseño. No es raro que en los cálculos de tarifas se consideren rendimientos energéticos de bombeo que son teóricos o de manual, mayores que los reales, lo que produce una distorsión. Dado el alto coste de la energía, cada vez es más común auditorías energéticas e inversiones para reducir el consumo, pero aún se dista de una situación buena.

En España, las tarifas eléctricas han aumentado notoriamente desde 2004, multiplicándose en promedio por un factor entre 1,6 y 1,95 con referencia a 2014, variable según se trate de energía diurna o nocturna y otras circunstancias. El contexto actual de tarifas es actualmente complejo y su aplicación para reducir costes requiere experiencia. Consecuentemente, los costes de captación del agua subterránea han ido creciendo. Presumiblemente, las tarifas eléctricas y por lo tanto los costes de extracción del agua van a seguir creciendo.

Entre 2000 y 2004, los valores medios del precio de la energía fueron relativamente estables, del orden de 10 €/kW de potencia contratada al mes (término fijo) y 0,045 €/kWh por energía consumida (término variable), aunque pueden haber desviaciones locales notables. Considerando una facturación tipo resultaba un precio de 0,08 €/kWh en 2007, que en 2012 se convirtió en 0,14 €/kWh, o sea un incremento del 65% (factor 1,65).

6.5 Aspectos económicos de las fuentes alternativas de agua

6.5.1 Desalinización del agua del mar

El consumo de energía para la desalinización del agua del mar es muy elevado. El mínimo termodinámico del proceso estricto (sin los consumos energéticos de membrana) es de 0,74 kWh/m³. El mínimo tecnológico es de 2,9 kWh/m³, aunque experiencias recientes lo rebajan hasta 2,5 kWh/m³. Se mencionan valores de 2,0 kWh/m³ y posibles reducciones a 1,7 kWh/m³. A estos consumos energéticos hay que sumar los consumos para el funcionamiento de la planta. En el estado actual de la tecnología, los valores menores son de 3,3 a 3,5 kWh/m³, a los que hay que sumar otros consumos adicionales de energía en la planta, con lo que son frecuentes valores de 3,5 a 3,8 kWh/m³ o algo superiores, en el mejor de los casos. Un análisis de la economía se puede encontrar en Ghaffour et al., (2013).

Según Del Villar (2014), para un consumo específico de 3,3 kWh/m³, el coste total de producción del agua desalinizada en 2008 se evaluaba en 0,91 €/m³, de los que 0,46 €/m³ corresponden a la operación (principalmente energía y mantenimiento). Para energía a un precio de 0,14 €/kWh en 2012, el coste energético es de 0,54 €/m³ y el coste total del agua 1,06 €/m³. Según Lapuente (2012), el coste de producción del agua es de 0,63 a 0,72 €/m³ (agua con < 1 mg/L B) para unas ciertas condiciones económicas. Los datos oficiales de diferentes proyectos españoles indican un coste final medio en el entorno de 0,50 €/m³ (entre 0,46 y 0,83 €/m³), que incluyen costes adicionales de entrega del agua entre 0,04 y 0,05 €/m³. Estos valores son para producción a plena capacidad. Para las plantas desalinizadoras públicas de Tenerife, Hoyos-Limón y Puga (2007) indican unos costes de 0,80 a 0,85 €/m³, con tarifa de energía parcialmente subvencionada y utilización media. No siempre está claro si se incluyen los costes totales de la inversión o sólo la reposición de

elementos, con lo que las diferentes cifras deben considerarse con precaución, además de la influencia de las condiciones locales energéticas, de donde se pone el agua a disposición y del vertido seguro de las salmueras resultantes. Como valores sencillos de comparación, para agua disponible en planta y antes del IVA, en 2017 se podría tomar como 0,7 €/m³ a 0,8 €/m³ el coste de producción, incluyendo reposiciones y 0,9 €/m³ a 1,1 €/m³ el coste total, incluyendo amortización y servicios asociados. Estas últimas cifras pueden disminuir un poco ante el mayor periodo de amortización de parte de las instalaciones.

El destino del agua desalinizada es principalmente para abastecimiento urbano en áreas costeras. La agricultura difícilmente puede pagar los costes reales a menos que sea de alta rentabilidad (Martínez-Álvarez y Martín-Górriz, 2016), cuando el peso del sumando agua en el coste total es muy pequeño, aunque no nulo y que los agricultores tratan de minimizar por afectar a la parte de sus ingresos sobre los que pueden influir.

La utilización real de parte de las plantas desalinizadoras de agua del mar españolas es en general baja por insuficiente demanda, en especial agrícola, a los precios resultantes, aún con las subvenciones expresas o encubiertas. Esto hace que aumente notablemente el coste medio real de producción del agua (Tabla 6.5.1), pero esto no suele reflejarse en la tarifa. Muchos regantes tienen acceso a agua de mar desalinizada, pero no está definido el compromiso de uso de agua desalinizada, que se considera con frecuencia como un seguro más que como una fuente. La tarifa no suele reflejar el coste real y conlleva una subvención política. En Canarias, la producción de buena parte de las plantas es próxima a la nominal.

Tabla 6.5.1 Incremento del coste medio de producción de agua desalinizada del mar por utilización reducida de la planta: a) en Murcia (Lapuente, 2012); b) en Tenerife (Hoyos-Limón y Puga, 2007). A estos costes hay que añadir el de su elevación a los depósitos en alta y el transporte hasta el usuario o a pie de finca.

% Utilización		95	80	60	40	20	15	5
coste €/m ²	a	0,65	0,75	0,95	1,2	1,9		
	b	0,63			0,80		1,0	2,7

La planta desalinizadora de Carboneras (Almería), la más antigua entre las grandes plantas desalinizadoras del Levante (Sudeste) español, ofrece el agua a 0,39 €/m³ (Corominas, 2013). Con ello no cubre ni los costes totales a plena utilización de la planta. Como el factor de utilización real medio es de 0,15, se cubre mucho menos. Esta financiación parcial la soportan las plantas públicas a partir de recursos económicos aportados. Se da la paradoja que la agencia gestora (Acuamed) puede perder dinero vendiendo agua desalinizada. El agua de la planta desalinizadora de Carboneras se vende a 0,45–0,48 €/m³ a los agricultores del Campo de Níjar y la de una nueva planta en el Campo de Dalías, en construcción, se ofrece a 0,36 €/m³ [FJMR]. En el Campo de Níjar, el coste del agua subterránea es similar al precio de oferta del agua desalinizada. En Almería el agua desalinizada se suministra a 1 €/m³ a la población y a 0,3 €/m³ para regadío [FJMR].

El precio público del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria para el agua de mar desalinizada en cotas bajas es de 0,7 €/m³ a los abastecimientos y a 0,6 €/m³ a las comunidades agrícolas, hasta 0,9 €/m³. Se recuperan los costes de operación y mantenimiento y parte de los de reposición. Las plantas operan con cierto grado de subvención ya que la explotación no se hace con suficiente eficiencia técnica y económica [FRV]. En el Norte de Gran Canaria, donde la demanda agrícola tiene mayor peso, hay dos desalinizadoras de agua del mar privadas que producen el agua a unos 0,6 €/m³; la operación económica se hace como una comunidad que cubre los costes fijos y variables por sus comuneros [FRV].

La desalinización del agua del mar en la planta de Adeje–Arona, con agua producida de < 1 mg/L de B, a plena producción tiene un coste final de 0,70 €/m³, que cubre los costes de gestión, control, operación y man-

tenimiento, más un 10% para amortización y reposición de la inversión, y la puesta a disposición a una altura de 200 m. El suministro a los abastecimientos urbanos y turísticos del lugar con agua subterránea llega a tener un precio de adquisición superior al de agua de mar desalinizada [JFB y CGR]. El coste de desalinización del agua del mar captada en pozos costeros, sin incluir amortización, es de 0,60 €/m³ en Costa Tejina, Sur de Tenerife [LLAA]. También en el Sur de Tenerife, el coste de producción del agua de mar desalinizada en la planta de ósmosis inversa de Las Galletas es de 0,73 €/m³, que incluye la operación, mantenimiento y reposición, pero no la amortización de una hipoteca ni la capitalización de subvenciones de 5,2 M€ para la instalación de la planta [DR]. Otros datos de la misma área indican un coste de adquisición del agua desalinizada de 0,85 €/m³; los 110 usuarios agrícolas pagan 0,92 €/m³ para incluir amortización y capitalización y riegan plataneras con una mezcla que contiene 20–30% de agua desalinizada [JLCR y MJRS].

En Fuerteventura, el suministro de agua es predominantemente de agua desalinizada producida bajo control del Cabildo Insular y suministrada por diversas empresas y distribuida mediante tuberías y en algunos casos mediante cubas. Según Diana Rodríguez (comunicación personal, 2015), el agua se suministra a precios que varían entre 1,0 €/m³ y 2,6 €/m³ (por m³ medido), a lo que hay que sumar la cuota fija de abono que varía de 1,0 €/m³ a 1,5 €/m³ (hasta 3 €/m³) contratado. Para una contratación tipo de 16,2 m³/mes, se paga el agua doméstica, turística e industrial entre 1,7 €/m³ y 2,9 €/m³. Existe la posibilidad de acuerdos autorizados de suministro agropecuario a 0,6 €/m³, aunque es una fracción pequeña del total suministrado. Las tarifas están reguladas por el Boletín Oficial de la Provincia (Las Palmas) nº 85 (02–07–2010) y nº 29 (04–03–2011).

6.5.2 Desalinización del agua salobre (desalobración)

La reducción de salinidad de las aguas subterráneas salobres (y también de las aguas regeneradas con exceso de salinidad) mediante membranas es cada vez más común. Se han hecho inventarios de sus volúmenes (Stuyfzand y Raat, 20011).

España es uno de los países pioneros en la aplicación de estas técnicas. En diversos lugares de la costa española, las aguas salobres subterráneas son tratadas con membranas (ósmosis inversa o electrodiálisis reversible) para reducir su salinidad (desalobración).

Tiene un coste energético notable, aunque menor que la desalinización del agua del mar. Depende de la salinidad de la alimentación y de la del producto y el rechazo.

Estas plantas son frecuentes en Canarias (Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria) y en el Levante español. Se estima que en el Campo de Cartagena puede haber más de 2000 instalaciones, aunque algunas de ellas son de pequeño caudal y uso ocasional, e incluso móviles para servicios contratados. Se considera

un coste de desalobración en planta del orden de 0,3 €/m³, entre 0,15 y 0,40 €/m³, si se considera sólo la operación (ver Tabla 6.1). A estos costes hay que añadir los de evacuación de la salmuera residual, que son elevados y poco conocidos. Unas veces el rechazo va a un colector público, pagando sólo el mantenimiento, cuando se hace, y sin considerar las externalidades de la disposición final. Otras veces se procede a su inyección profunda. Pero en otros casos se vierte sin más, con lo que se produce una clara externalidad negativa al salinizar otras aguas, como es el caso del Campo de Cartagena o en varios acuíferos costeros grancanarios. La desalobración también se aplica en Canarias a la re-

generación de aguas usadas cuando estas son excesivamente salinas, en general a causa de la salinidad del agua suministrada o de vertidos salinos clandestinos o incontrolados a la red de alcantarillado. Es una aplicación pionera en España, que se ensayó en 1994 dentro del proyecto DERECA (DEmostración en Reutilización de Aguas) (Sanz et al., 2017).

Las explotaciones privadas cubren todos los gastos excepto las externalidades, entre ellas las ambientales o parte de ellas. En la Marina Alta d'Alacant no se subvenciona el agua destinada al abastecimiento [LRH, MFM y JAHB].

Tabla 6.1 Cálculo del coste del agua subterránea desalobrada en el Campo de Cartagena a partir de datos de tres plantas de características similares (Aparicio et al., 2017)
No se considera el coste de la evacuación del rechazo

Información general	Datos generales	Costes, €/m ³
<p>Acuífero:</p> <p>1_ Aluviones y areniscas cuaternarias y pliocenas</p> <p>2_ Arenas, areniscas y arcillas messinienses</p> <p>3_ Conglomerados y areniscas tortonienses</p> <p>Profundidad de los pozos: 150, 350 y 600 m</p> <p>Salinidad: 3,5 a 6 mS/cm</p>	<p>Año construcción: 1995–2000</p> <p>Rechazo salino: 25%</p> <p>Capacidad: 110–140 m³/d</p> <p>Inversión: 0,22–0,24 M€</p> <p>Tiempo de depreciación: 25 a</p> <p>Producción: 110–140 m³/d</p> <p>Precio energía: 0,048 €/kWh</p> <p>Consumo energético: 2,25–2,82 kWh/m³</p> <p>Riego de 60–115 ha</p>	<p>Energía eléct 0,108–0,135</p> <p>Personal 0,01</p> <p>Product. quim. 0,0–0,1</p> <p>Manten. y otros 0,08–0,12</p> <p>Reempl. memb. 0,013</p> <p>Total sin deprec. 0,25–0,37</p> <p>Total con deprec. 0,57–0,70</p>

6.5.3 Regeneración de aguas usadas (reutilización)

La regeneración de las aguas residuales urbanas tras un tratamiento adecuado a los usos pretendidos, que normalmente es terciario, es otra importante fuente de agua para agricultura, riego de parques, jardinería y campos de golf, en especial en áreas costeras, siempre y cuando el tratamiento sea el necesario y con garantía de funcionamiento, de calidad del agua entregada y de regularidad temporal del producto (Toze, 2006). El ciudadano debería pagar el coste del tratamiento hasta la calidad exigible para su vertido al ambiente y el usuario de esa agua el resto, hasta hacer posible la regeneración, aunque por otros motivos puede haber

modificaciones de esta regla y aportarse subvenciones.

La necesidad de redes de distribución separada para el agua regenerada es una importante inversión, que hace que los costes de capital lleguen a ser similares a los de los suministros usos urbanos (2,9 US\$/m³/a) (Finlayson et al., 2014) y sólo algo menores para el uso del agua regenerada en regadío (1,8 US\$/m³/a). Raucher y Tchobanoglous (2014) mencionan costes para el uso indirecto en San Diego, California, de 0,4 a 1,0 €/m³, con una relación entre el coste de tratamiento y el de transporte de 6. La existencia de un acuífero capaz

de facilitar la distribución del agua regenerada tras ser recargada artificialmente puede favorecer su uso al no ser necesaria una red de distribución separada.

El peso del agua regenerada en agricultura es actualmente importante en la Cuenca del Segura. Se suelen aplicar tarifas de 0,3 a 0,5 €/m³ para el agua regenerada. Estas tarifas incluyen los costes de transporte y distribución del agua regenerada, pero no los de la regeneración, que suele correr a cargo de los usuarios urbanos (del Villar, 2016).

El coste total del agua regenerada en 2010 en Gran Canaria era de 1,39 €/m³ (1,07 €/m³ para amortizar la inversión y 0,32 €/m³ para la explotación) y comprende tratamiento terciario, conducción, bombeo y regulación en depósitos. El efluente terciario tiene un coste de 0,80 €/m³ (entre 0,5 y 1,7 €/m³), de los que 0,47 €/m³ (entre 0,20 y 0,90 €/m³) son de explotación y amortización de la inversión y 0,33 €/m³ de transporte. La parte a cubrir por los usuarios del agua regenerada es el tratamiento adicional, unos 0,60 €/m³. Los costes finales resultantes pueden ser mayores si se requiere desalobración. El Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria tiene regulados en ordenanzas de 2004, aún vigentes, los precios de venta del agua de presa y regenerada que gestiona (Boletín Oficial de la Provincia de Las Palmas, 37, de 26-03-2004: 4280-4282), establecidos en 0,41 €/m³.

La tarifa de las aguas regeneradas en Tenerife en 2005 era de 0,39 €/m³ (ETITF, 2008), de los que 0,10 €/m³ son de adquisición en la EDAR, 0,16 €/m³ por el tratamiento adicional de depuración y el resto de transporte. Contando desde la descarga de la EDAR, los costes se pueden estimar en 0,06 €/m³ para la elevación y 0,14-0,15 €/m³ para la desalobración de 1/3 del caudal, más las pérdidas de retorno [DR]. El agua suministrada tiene una calidad distinta al agua blanca en cuanto al índice RAS (SAR), exceso de Cu, restos hospitalarios y farmacéuticos y detergentes. El agua regenerada disponible tiene una CE entre 1,2 y 1,4 mS/cm tras la corrección de salinidad, excepto en

verano, cuando puede superar 1,6 mS/cm ya que hay menos agua urbana de Santa Cruz de Tenerife y más proporción de descargas de áreas de descanso con piscinas de agua salada. Esta agua se suministra a un precio de 0,56 €/m³. Si se riega únicamente con esa agua, la producción de plátano decrece en 6 a 7 t/ha/año respecto a una productividad normal de 55-65 t/ha/año. Como el agua desalinizada tiene una CE de 0,4 mS/cm, se aplica inicialmente 2/3 de agua regenerada hasta 2/3 de la dotación (fase de acumulación de salinidad) y después el 1/3 restante de la dotación con de agua desalinizada (fase de lavado), especialmente en verano. El agua blanca (de galerías y pozos de la zona) tiene una CE alrededor de 1,2 mS/cm, pH = 8,6, y su precio es 0,60 €/m³. La disponibilidad de agua marina desalinizada ha permitido continuar con el cultivo de la platanera y compensa el alto pH del agua blanca por ahorro de ácido y permite fertirrigar con menos abono y especialmente mejora de la conductividad eléctrica del suelo [DR]. La utilización del acuífero es un freno a la subida de precios del agua suministrada por BALTEN (empresa pública).

La experiencia acumulada en el Complejo Industrial de Tarragona desde 2011 muestra unos costes de explotación de 0,41 €/m³ (Sanz et al., 2017).

Cuando gran parte del agua regenerada es urbana resultante de un suministro predominantemente de agua marina desalinizada, pueden aparecer problemas de alto contenido en boro. El general las aguas desalinizadas para abastecimiento están cerca del límite sanitario para bebida de 1 mg/L B. Este contenido es en exceso elevado para determinados cultivos de frutales, como los cítricos, lo que es una dificultad añadida a la utilización agrícola del agua regenerada. Esto parece estar surgiendo en la Demarcación del Segura. Para evitar este efecto hay que recurrir a mezcla o uso alternante con agua de otro origen con bajo contenido en B, y esto es un coste añadido. No parece que esta situación sea un problema en Canarias, por ahora, en especial por ser los cultivos más tolerantes al B y estar los suelos mejor drenados.

6.6 Costes, precios y tarifas del agua y del agua subterránea en las áreas costeras mediterráneas e insulares españolas

Los datos sobre costes, precios y tarifas del agua que sean específicos para las áreas costeras mediterráneas e insulares españolas son escasos y por eso hay que tomar los referentes a áreas más extensas. Aun los que se refieren a acuíferos costeros, como el Campo de Cartagena, corresponden a situaciones no típicamente costeras, en el sentido de no considerar el efecto de salinización por causas marinas ni las frecuentemente menores profundidades del nivel del agua subterránea. Se ha procedido a resumir los datos contenidos en MASE (2015), que corresponden principalmente a la agricultura intensiva del Levante español y de Gran Canaria y Tenerife. Parte de los datos proceden de MARM (2007), GAE–MMA (2007), PHS (2013), EIP–AGRI (2016), De Stefano et al., (2014), Calatrava y Martínez–Granados (2012), Martínez Vicente et al., (2013) y Custodio et al., 2016a; 2016b).

En la productividad del agua no se consideran externalidades, como las negativas asociadas a los daños ecológicos.

Los datos disponibles de costes y tarifas del agua deben considerarse en el contexto temporal del incremento de las tarifas de la energía eléctrica posterior a 2008. En lo posible se ha tratado de considerar costes, precios y tarifas ya afectados, dentro de la complejidad actual del precio de la energía eléctrica. Es frecuente tener tarifas más altas para el agua urbana que para la agrícola, buscando así favorecer a la agricultura a partir de las áreas urbanas. Los valores que se dan son los que se consideran más frecuentes para situaciones comunes.

Se han encontrado pocos datos sobre la evolución temporal de los costes del agua. La gama de variación de costes entre captaciones individuales son pocos, con lo que no es posible ver la tendencia evolutiva de los costes marginales del agua. En algunos casos, como en el abastecimiento del área de Santa Cruz de Tenerife, los precios del agua no aumentaron sensiblemente en el pasado, una vez convertidos a valor constante de la moneda (Hoyos Limón, 2000).

Los datos para Canarias están muchas veces en un rango diferente del del Levante español, por sus peculiaridades hidrogeológicas, de escasez y aislamiento.

En Cataluña y parte de la Demarcación Hidrográfica del Júcar los costes suelen ser menores. En Baleares buena parte de los datos se refieren a abastecimiento público, con tarifas intervenidas y respondiendo a varias fuentes de suministro de agua.

Los costes de extracción del agua subterránea en el Levante español y costa de Granada varían comúnmente entre 0,05 y 0,25 €/m³, con tendencia central de 0,15 a 0,20 €/m³. Pueden llegar a 0,35 €/m³ y en algunos casos hasta 0,70 €/m³, pero se trata de acuíferos intensamente explotados, no propiamente costeros y con grandes descensos de nivel. En La Vall d'Uixò el coste de obtener el agua tiene un valor medio de 0,40 €/m³, incluyendo los gastos de la Comunidad, que varía entre 0,02 y 0,07 €/m³, según el lugar; la más barata es la de mayor salinidad por la proximidad a la costa y la más cara la de buena calidad pero con mayor elevación [VE]. Los costes de extracción en el Campo de Cartagena pueden variar entre 0,15 y 0,30 €/m³.

El usuario tiene además los costes de transporte, distribución y aplicación del agua, que varían desde una pequeña fracción del coste de extracción en casos de agua directamente aplicable, sin presión y en el entorno inmediato, hasta más de 0,50 €/m³. Con ello el coste/precio del agua suele variar entre 0,10 y 0,35 €/m³, pudiendo llegar en algunos casos hasta 0,75 €/m³. En la Región de Murcia, el agua para agricultura en acuíferos no costeros cuesta actualmente entre 0,33 y 0,89 €/m³, generalmente entre 0,44 y 0,57 €/m³, con un valor mediano de 0,49 €/m³ (Lago Núñez, 2015).

El coste de producción medio del agua es de 0,45 €/m³ en Tenerife e incluye 0,10 €/m³ en concepto de funcionamiento como empresa de agua y 0,05 €/m³ por uso de canalizaciones (Hoyos–Limón y Puga, 2007). En el mercado grancanario, los precios del agua se sitúan entre 0,60 y 0,70 €/m³ en promedio. Pueden ser de 1,0 €/m³ para uso industrial y doméstico, de 1,4 €/m³ para abastecimiento turístico y de 0,50 €/m³ para agua agrícola. El CIAGC (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria) oferta el agua que gestiona a precios públicos medios de 0,60 €/m³ a los agricultores y 0,70 €/m³ a los abastecimientos, pero no se cubren todos los costes. Parte del precio del agua de oferta pública es

fijado bajo directrices políticas y en parte está orientado a una mejor gestión, cubrir objetivos socio-económicos y reducir las ineficiencias que los intermediarios introducen en el mercado del agua.

En 2005 los precios más elevados del agua en Tenerife fueron de 0,7 €/m³ y los más bajos de 0,45 €/m³ para arriendos anuales de agua en los lugares con mayor abundancia de agua y menos usos urbanos (Hoyos-Limón y Puga, 2007). Para los contratos a tiempo inferior a un año los precios pueden llegar a duplicarse o triplicarse en momentos de alta demanda y casi anularse en invierno, cuando hay una buena oportunidad de adquisición si se dispone de volumen para el almacenarla hasta el momento de uso.

En parte del Levante español hay fuentes de agua alternativas a las superficiales y subterráneas locales, que pueden ser preferidas si los costes son apropiados y la calidad es buena. No es raro que el precio del agua incluya subsidios directos o encubiertos para promover su aceptación, a veces con fines socioeconómicos para mantener la actividad y el empleo. El Transvase Tajo-Segura (TTS), a través del SCRATS (Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura), lleva agua a las áreas costeras del sur de Alicante y al Campo de Cartagena. Adquiere el agua a precios variables según el momento y circunstancias entre 0,12 y 0,19 €/m³, a los que adiciona 0,09 €/m³ en concepto de gestión y 0,15 €/m³ por servicios de riego (0,21 €/m³ en caso de destino para abastecimiento). En promedio resulta 0,30 a 0,32 €/m³. La Mancomunidad de Canales del Taibilla compra agua al TTS a 0,23–0,28 €/m³ y la distribuye a los agricultores con un incremento de 0,20 €/m³; suministra a 1,15 a 1,20 €/m³ para abastecimiento. Los intercambios de agua entre privados en la costa de Granada, en momentos de gran demanda, se han hecho a precios entre 1,70 y 2,00 €/m³.

Los datos sobre el agua residual urbana regenerada para agricultura son más limitados, a pesar de la gran importancia que han adquirido en Murcia. Parecen frecuentes precios entre 0,08 y 0,15 €/m³, aunque posiblemente incluyen subvenciones directas o indirectas.

El agua de mar desalinizada tiene precios subvencionados en el Levante español para promover su adquisición, que son diferentes según el lugar. Son frecuentes precios entre 0,40 y 0,50 €/m³. Para la planta de Valdelentisco, entre Mazarrón y Cartagena, son de 0,36 €/m³ (Aparicio et al., 2015) y 0,39 €/m³ para la del Campo de Dalías. Esos precios no llegan a cubrir todos

los costes de operación y son muy inferiores a los totales, más aun teniendo en cuenta la baja utilización actual de estas plantas. Según algunos agricultores, esta agua de baja salinidad produce alteraciones en el suelo por su composición iónica, por lo que en general se procede a mezclarla con agua de otras procedencias o con agua subterránea propia.

Según Rodríguez Estrella (2002), la Comunidad de Regantes de Mazarrón recarga agua con 30 mg/L en 10 sondeos en Cabezo de los Pájaros, a 10 km del mar, que se recupera y mezcla con agua local, dando un contenido de 300 mg/L a un coste de 0,30 €/m³. Esta agua se mezcla con la pozos de agua salobre para obtener agua de 2500 mg/L a 0,24 €/m³. La Comunidad de Regantes de Pulpí inyecta 70 L/s de excedentes de regadío en 3 pozos en la Rambla de los Arejos, en el acuífero de Águilas-Torre Reona, cuya salinidad es 3–4 g/L, para obtener agua de 0,25 a 1,8 g/L a 0,24 €/m³. Esta agua se mezcla con agua del Trasvase Tajo-Segura, con salinidad de 900 mg/L, y agua salobre de pozos locales de 4,5 g/L, para lograr una mezcla de 2,5 g/L.

El coste de los servicios de agua para la agricultura intensiva de regadío tecnificado en las áreas costeras varía normalmente entre 400 y 800 €/ha/año, aunque en situaciones de agua subterránea o aportada muy costosa se puede llegar a 1800 €/ha/año, pero no es frecuente en la costa.

En la Demarcación del Segura, la generación de riqueza (VAT, valor añadido total), en €/m³/a, vale 2 para la agricultura, 3 para el uso energético, 9 para la industria y servicios y 14 para los campos de golf, generando menos de 1 empleo/m³/a excepto para la industria y servicios, para las que vale 19.

También en la Demarcación del Segura, los datos disponibles permiten evaluar el rendimiento de la agricultura. La productividad del terreno en secano, en €/ha/a, se puede estimar en el entorno de 200 para cereales y el almendro hasta 8000 para hortalizas al aire libre, y cuando se trata de regadío en el entorno de 500 para cereales, algodón y girasol, hasta 15.000 para hortalizas al aire libre y hasta 50.000 para hortalizas bajo cubierta. La productividad del agua, en €/m³, en el caso del secano varía entre 0,1 para el almendro, hasta 0,5 para uva de vino y olivar y hasta 7 para hortalizas al aire libre, y cuando se trata de regadío, entre 0,15 para arroz, algodón y girasol, hasta 3 para frutales de fruto carnoso, uva de mesa y olivar y hasta 7 para hortalizas bajo cubierta.

Conjuntando con otras fuentes de datos, el margen bruto (VAT) de la agricultura intensiva está entre 3 y 4 €/m³ y puede llegar a más de 7 €/m³ para invernaderos, con productividades desde 3000 €/ha/a en el Júcar hasta 10.600 €/ha/a en el Segura, 14.000 €/ha/a en Canarias y 16.000 €/ha/a en la costa mediterránea andaluza. El margen neto varía entre 0,20 y 2,50 €/m³, según los cultivos, y puede llegar a superar 2 €/m³ en el caso de invernaderos, hasta 3,6 €/m³. Estos valores varían según que se trate de trabajo familiar no directamente retribuido (2 a 5 €/m³) y con contratación de trabajadores (0,1 a 2 €/m³), según Dumont (2015). Para los campos de golf se menciona una productividad de 1,3 €/m³ (ETICMA, 2010). Los datos proporcionados por Soto García et al. (2014) para el área de Murcia, con énfasis en el Campo de Cartagena, para una dotación media deficitaria de 2780 m³/ha/a, la productividad es de 11000 ± 3000 €/ha/a con 4,64 ± 3,12 €/m³, lo que supone un margen bruto de 3200 ± 2200 €/ha/a y 1,36 ± 1,12 €/m³.

En el Campo de Níjar el agua se dedica al cultivo de tomate y sandía. El pago por el agua supone tan sólo un porcentaje entre un 5% al 10% de los costes totales de producción, o sea entre 40.000 y 45.000 €/ha/a. La rentabilidad de los cultivos ha decaído en los últimos años; aunque es variable entre agricultores, en conjunto aún deja un resultado neto positivo, sobre unos 30.000 €/ha [JR]. El coste del agua salobre suministrada tiene un precio que oscila entre 0,20 y 0,25 €/m³. El agua desalinizada en Carboneras, que se transporta a unos 30–35 km, tiene un precio al usuario de 0,50 €/m³. El mayor uso proporcional del agua desalinizada supone un incremento del coste del agua, que si bien afecta relativamente poco en su conjunto, sí que supone una disminución del margen neto final del que el agricultor puede controlar. Por este motivo, el uso actual del agua desalinizada está por debajo de lo previsto.

El nivel de formación del agricultor es relativamente alto, aunque no es homogéneo. Aunque hay algunas grandes explotaciones, buena parte de los invernaderos son pequeños y en su mayor parte familiares, aunque el producto se comercializa por grandes cooperativas. El asociacionismo está altamente desarrollado en el área. Los posibles cambios futuros en el tipo de actividad económica se producirán en todo caso lentamente. No cabe esperar ampliaciones de la superficie regada por falta de agua y posiblemente por saturación de mercado, aunque no hay limitación de terreno para incrementar la superficie de invernaderos en la zona del Campo de Níjar.

La alta tecnificación del trabajo agrícola actual exige formación apropiada para manejo de maquinaria y dispositivos. Muchos asalariados, una vez que han adquirido la formación, tienden a pasar a otras actividades, como la construcción en las dos décadas pasadas, pero ya no tanto [MDMG]. Por otro lado, las técnicas modernas de cultivo exigen cada vez más sensores caros, su mantenimiento y el conocimiento para interpretar los datos y traducirlos en acciones. El riego deficitario controlado puede reducir hasta el 30% el consumo de agua, pero se requiere una costosa instrumentalización [MDMG].

La mano de obra en muchos cultivos intensivos supone algo más del 60% del coste de producción del cultivo. El Campo de Cartagena se caracteriza por empresas agrarias familiares con notable profesionalización y asalariados, principalmente emigrantes.

El pago por el agua en el caso de la agricultura intensiva de regadío tecnificado supone habitualmente entre el 10% y 15% del margen neto. Puede llegar al 20% en cultivos más tradicionales y quedar reducido al 3% a 8% en el Campo de Dalías, e incluso 2,6% para los invernaderos. En Gran Canaria, el agua supone del 9 al 12% del gasto total de la explotación agrícola (GAE–MMA, 2007). En el Sur de Tenerife es del 30% [JFB].

Se han realizado varios estudios de la disposición del agricultor al pago por el agua. Los resultados varían según las áreas. Se admiten valores mayores cuanto más tecnificado es el regadío (pesa menos el agua en el margen bruto) y más comprometida es la situación de escasez de agua para salvar inversiones importantes ya hechas. Mientras que para la costa Granadina se consideran 0,30 €/m³, en el Campo de Cartagena se admite 0,43 €/m³ y hasta 0,95 €/m³ en situaciones extremas de corta duración (Rigby et al., 2010). En la Marina Alta, los agricultores tienen una disposición a pago por el agua entre 0,25 y 0,30 €/m³ [BBN y JG].

En el Campo de Cartagena, una parte del agua disponible procede del Transvase Tajo–Segura. Los valores varían según los cultivos, el momento y en especial el tamaño de las explotaciones. El coste medio del agua aplicada al regadío está entre 0,20 y 0,30 €/m³ [LCL y JOA]. Los pequeños agricultores tienen una disposición al pago entre 0,10 y 0,20 €/m³, pero los grandes propietarios la tienen entre 0,60 y 0,80 €/m³. Por otro lado, los agricultores sin pozos propios tienen una disposición a pagos mayores, en media de 0,50 €/m³, hasta 0,70 €/m³, mientras que los que disponen de pozos propios tienen menor disposición al pago,

de 0,22 €/m³, ya que a esos precios pueden recurrir al agua subterránea propia, incluso con tratamiento de desalobración. Según Martínez–Granados y Calatrava (2011), continuará el uso del agua subterránea para agricultura, aun subvencionando a otras fuentes de agua. La disposición al pago en el Campo de Níjar es de 0,20 a 0,30 €/m³ (Baeza Cano et al., 2015). La disposición al pago del agua por parte del agricultor es alta si los mayores precios van acompañados de seguridad en cantidad y calidad [MDMG].

La demanda de agua es poco elástica a las variaciones de su precio ya que generalmente el agua es sólo una parte pequeña de los costes domésticos o de producción industrial o agrícola intensiva. Así, para la agricultura productiva española, un incremento del precio del agua de 0,10 a 0,25 €/m³, que puede hacer decrecer los ingresos agrícolas del 10 al 30%, reduciría la demanda de agua entre 0,0 y 0,1% (Garrido y Calatrava, 2009). Esto explica que en momentos de escasez la demanda decrezca poco por efecto del aumento de los precios del agua. No obstante, el aumento progresivo del precio de la energía ha sido y está siendo un elemento importante en la moderación de las extracciones de agua subterránea.

En el Campo de Cartagena, para el cultivo de cítricos es habitual mezclar agua dulce importada del Transvase Tajo–Segura (0,17 €/m³), marina desalinizada a coste de suministro (0,58 €/m³), agua salobre subterránea local (0,18 €/m³) y esa misma agua desalobrada (0,25–0,37 €/m³ si no se considera la depreciación y 0,57 a 0,70 €/m³ si se considera la depreciación), hasta conseguir la salinidad adecuada en cada estado del cultivo. La relación B(beneficio)/C(costos) es de 1,3 a 1,5, sin considerar el vertido del rechazo y otras externalidades (Aparicio et al., 2017). Este valor se mantiene superior a 1,0 €/m³, hasta costes del agua mezcla para riego de 1,5 a 2,5 €/m³.

En el Campo de Dalías, el coste del agua es variable, dependiendo de la profundidad de extracción, entre 0,15 €/m³ y 0,25 €/m³. Del coste total del agua, el 70% corresponde al coste de la energía y el resto a gastos de explotación y mantenimiento de infraestructuras [AC y JMAB]. La desalobración del agua de la Balsa del Sapo podría producir agua de salinidad usable a 0,20 €/m³, mucho más barata que la de desalinización del agua del mar a costes reales [AC y JMAB].

Bajo un paraguas común, hay diferencias notables entre las diferentes islas del archipiélago de Canarias y concretamente entre Gran Canaria y Tenerife. La asignación de los recursos hídricos se caracteriza por la presencia hegemónica de los mercados de agua frente a otras fórmulas concurrentes, principalmente en Tenerife, por lo que casi todos los costes directos derivados de la captación, aprovechamiento y transporte se recuperan a partir del precio del agua cuando se comercializa dentro del sector privado, pero no todos cuando se trata de la oferta pública de agua.

Las tarifas de agua a los usuarios se fijan de diferentes maneras, las que pueden tener carácter local y cambiar en el tiempo. Actualmente se favorece la existencia de una Comisión de Precios a nivel autonómico. En Baleares, las tarifas del agua eran precios públicos fijados por la Comisión de Precios, a petición de los Ayuntamientos, los que debían ser respetados por los concesionarios de los servicios de abastecimiento bajo la responsabilidad municipal. Actualmente, la mayor parte de los Ayuntamientos fijan tasas sin pasar por la Comisión de Precios [JMG y MCC]. En cualquier caso, el precio final lo aprueba el Ayuntamiento respectivo. En general, los ayuntamientos, por motivos de temor a reacciones públicas desfavorables, son muy reacios a subir las tarifas para mejorar gestión y recuperar costes. Así se crean problemas de reposición y mantenimiento preventivo y las redes de distribución de agua están en general en mal estado. Eso también impide que se puedan realizar las obras e interconexiones para mejorar la calidad y salinidad y se pueda acceder al agua de mar desalinizada o a una mejora de las captaciones de agua subterránea.

Las tarifas del agua en Baleares se aplican tanto a agua procedente de concesiones legales de agua subterránea como a suministros a partir de captaciones no legales. No es raro que los costes declarados sean ficticios y estén sobrevalorados para beneficiar al que capte el agua o bien no esté incluido en el caso de captaciones públicas, dando lugar a precios excesivamente bajos. Con ello los precios, que no reflejan las externalidades, no disuaden del uso excesivo, ni se gestiona la demanda ni se evita el despilfarro [JMHT y ABP]. El precio del agua debería establecerse según el coste marginal, que en la mayoría de situaciones es el de desalinización, más el coste de reversión de los elementos de la concesión al cese del periodo de vigencia de la misma [JMHT y ABP].

6.7 Tasación de la explotación del agua subterránea

Desde un punto de vista económico, la explotación del agua subterránea supone unos costes adicionales por externalidades a los usuarios actuales y futuros, como el incremento del coste de explotación para todos los usuarios a medida que aumenta la profundidad del nivel del agua o el cese en el caso de secado de las captaciones y el posible aumento de salinidad por intrusión marina en los acuíferos costeros. De algún modo hay que compensar los costes de las externalidades: a) los debidos al valor del agua subterránea en el acuífero (como coste de oportunidad), b) los efectos sobre otros explotadores, otros usuarios y al medio ambiente y c) lo que cuesta el estudio, vigilancia y control. De no pagarse explícitamente serán compensados mediante la detracción de recursos económicos actuales o futuros de la sociedad o como pérdida patrimonial.

Para acercar los precios y tarifas del agua a los que tendría en caso de llegar a una explotación sustentable, se puede considerar el establecimiento de tasas y otras fórmulas de gestión de un recurso comunal. Hay escasa experiencia de aplicación de tasas para lograr la explotación sustentable, es decir para tratar de compensar las externalidades negativas. Aún hay menos experiencia en cuanto a cómo recaudar y aplicar esas tasas. Parece más fácil hacerlo para las aguas superficiales, por las mayores obras y más identificables usuarios, que para las aguas subterráneas. Esas tasas no son conceptualmente diferentes del resarcimiento de costes por el abastecimiento o saneamiento o por los terrenos, viviendas e inmuebles, aunque hay diferencias importantes en el detalle, en la plasmación legal-administrativa del devengo y en cómo recaudarlas, ya que no hay un servicio previo que recibe el usuario y cuya posible suspensión induce al pago.

La compensación de externalidades mediante tasas es uno de los aspectos más difíciles, menos desarrollados y con mayor resistencia social y política. Las tasas que se aplican para compensar ciertos costes, en particular en el caso de las aguas superficiales, si existen, son comúnmente de carácter administrativo. En general no guardan relación con el valor económico del agua ni acercan el precio o tarifa a ese valor. Muchas veces tampoco guardan relación con el coste de las infraestructuras, su operación y mantenimiento y por lo tanto tampoco acercan el precio a los beneficios obtenidos con su utilización.

Los permisos de extracción y la gestión justifican que, además de cubrir las cargas por su administración, se tenga que pagar por el agua a las entidades que controlan los derechos. Según el estudio europeo realizado por ECOTEC (2014), en Europa se han establecido tasas sobre el agua subterránea en Alemania, Dinamarca y los Países Bajos, principalmente sobre el uso doméstico, urbano e industrial, pero no sobre el uso agrícola. En parte la tasa busca lograr efectos favorables al medio ambiente (tasa verde), pero no parece que esté basada en estudios específicos. En España, la situación es compleja dadas las diferentes administraciones generales y autonómicas implicadas (Jiménez Compaired, 2016). Buena parte de la tasación se hace sobre agua vertida, con lo que sólo afecta indirectamente al recurso. No suele incluir al agua para el uso agrícola. Rara vez hacen referencia específica al agua subterránea (Pagès i Galtès, 2006).

Iniciándose en 1994, en los Países Bajos, en parte a acuíferos costeros, se aplicaron tasas de 0,15 €/m³ al agua subterránea de menos de 300 mg/L Cl a las empresas de suministro de agua, de 0,08 €/m³ a la industria y de 0,025 €/m³ para el agua agrícola, pero sólo si el agua procedía de recarga artificial. El objetivo era reducir la extracción de agua subterránea y acercar su precio al del agua superficial puesta a disposición, que allí cuesta 0,45 €/m³ más. Esa tasa supuso un encarecimiento del agua de hasta el 100% para la industria y del 27% para el uso doméstico. La tasa se administraba por la Unidad Central de Tasas Ambientales del Ministerio de Finanzas, con la vigilancia a cargo de las empresas de abastecimiento o los propios usuarios, para disminuir el coste de la gestión. Al parecer la tasa no ha sido suficiente para fomentar el mayor uso de agua superficial y se ha suprimido (Schuerdorf, 2013).

En Dinamarca, donde toda el agua es de origen subterráneo y con una dominante componente costera, la tasa es de 0,67 €/m³ (0,84 €/m³ con el IVA), con introducción progresiva. Se aplica a viviendas y se mide por contador, pero hay una sobrecarga a las empresas de suministro si las pérdidas por fugas superan el 10%. El objetivo de la tasa es reducir pérdidas y extracciones para limitar los efectos sobre ríos y niveles freáticos. La tasa es recolectada por la Agencia Tributaria, según contador. Si se carece de contador, lo que es poco frecuente, se considera un total anual de 170 m³ por vivienda. El coste administrativo es pequeño.

En Berlín la tasa es de 0,31 €/m³. En Francia se aplica una tasa pero no es específica para el agua subterránea sino para cualquier extracción de agua. No hay ejemplos similares en España.

Por parte del Ministerio de Medio Ambiente español (Memoria Económica de marzo de 2007) se consideró la posibilidad de una tasa con carácter general y actualizable para todos los que capten agua. Se pretendía destinarla a cubrir los costes de gestión de las concesiones, pero no se ha implementado ante la fuerte oposición de los usuarios de agua, a pesar de ser pequeña y muy suave para los grandes usuarios. La tasa consistía en un gravamen fijo de 33,5 €/año y una tasa variable según uso, de 0.0002 €/m³ para usos consuntivos (que incluye el regadío), 0,00013 €/m³ para uso hidroeléctrico ordinario y 0,0001 €/m³ para refrigeración y piscifactorías. El riego de 5 ha con 5000 m³/ha/a suponía pagar 38,5 €/a, del orden del 0,35% del margen neto promedio de producción del regadío. No se buscaba compensar externalidades.

En el caso de que la tasa sea para financiar la vigilancia y control, debería ir ligada a una reducción de la imposición general en tanto en cuanto ésta ya financia esos gastos en su estado actual. La tasa, una vez deducidos los costes de la recaudación, permitiría disponer de fondos para incentivar a los usuarios para que se involucren en la gobernanza del agua (Sección 8.2 del Capítulo 8).

En general, en España las aguas subterráneas no están sometidas a impuestos de carácter ambiental. En Canarias las tasas que se aplican no se basan en estudios según los fines perseguidos y por lo tanto tienen una componente no racional y condicionantes políticos [EMD y LFM]. Lo que se paga por los usuarios domésticos e industriales, no por los agricultores, es un canon, que se fundamenta principalmente en el saneamiento. Este canon está bien establecido en Cataluña y en Baleares, pero que los ciudadanos aceptan en general mal, en parte porque la factura del agua suele ser poco transparente y no se acaba de ver su finalidad. El Canon de Saneamiento se estableció en Baleares en 1990, de forma pionera en España, para sostener el funcionamiento, pero no es finalista. Se ingresa en Hacienda del Govern Balear y no se aplica a su finalidad [JMHT y ABP]. En Almería se cobra el canon de mejora de la infraestructura hidráulica, principalmente para depuración, pero no el de mejora [FJMR]. Las entidades locales no cobran cánones.

Los explotadores de las captaciones de agua subterránea en la Demarcación Hidrográfica del Júcar no aportan recursos económicos ni pagan cánones, con la excepción de lo ya establecido en el Alto y Medio Vinalopó, que no es costero. Recuperar los costes de gestión de las aguas subterráneas es una acción necesaria, que deberá abordarse.

6.8 Modelación para optimización económica de la explotación de un acuífero costero

Cuánta agua se puede extraer de un acuífero costero, con qué régimen y dónde, son las clásicas preguntas planteadas desde la década de 1960, en especial en California y en Israel y también en La Florida y Long Island, New York. La respuesta no es sólo técnica, sino que tiene notables connotaciones económico-sociales y ambientales, que pueden y suelen ser dominantes. La parte ambiental, en especial en lo que respecta al papel de la descarga de agua continental o insular en las aguas marinas litorales y de los estuarios, es la que se considera más raramente. Los primeros modelos eran predominantemente hidráulicos y buscaban optimizar (maximizar) las extracciones de agua subterránea sin que las captaciones resultasen directamente afectadas por el agua salada y ello considerando acuíferos muy simplificados y en general con interfaz brusca. Las mejoras en las herramientas matemáticas

actuales permiten considerar acuíferos más complejos, mezcla entre el agua dulce y el agua salada, evolución a lo largo del tiempo y análisis comparativo de diversos escenarios, con consideración de los condicionantes económicos (Harou et al., 2009). No se va a intentar entrar en dichos modelos. Por esa razón se aportan algunas referencias significativas, desde las más simples a las más avanzadas y las que consideran procesos económicos de optimización: Burt (1964), Cummings (1971), Brown y Deacon (1972), Willis y Finney (1988), Dasgupta y Amaraweera (1993), Hallaji y Yazicigil (1996), Krulce et al. (1997), Das y Datta (1999), Cheng et al. (2000), Benhachmi et al., (2003), Pongkijvorasin et al. (2010), Birol et al. (2010) y Duarte et al., (2010). Esta última tiene objetivos de evaluación medioambiental para la isla de Hawai'i en el archipiélago del mismo nombre. Otras modelaciones se mencionan en

la Sección 8.2 del Capítulo 8 y las con contenido más hidrogeológico en el Apartado Capítulo 2. Los problemas derivados del riego agrícola con agua salina han sido objeto de diversos trabajos y simulaciones (Lefkoff y Gorelick, 1990).

En la optimización de la explotación de un acuífero costero, al igual que en los acuíferos en general, los objetivos son a veces simples, y se refieren a cómo reducir las extracciones mediante el aumento de la eficiencia de distribución y uso. Eso supone inversiones que pueden ser importantes, tanto en el medio urbano como en el agrícola de regadío. Hay que incorporar el análisis económico, teniendo en cuenta las posibles implicaciones medioambientales relacionadas con el exceso de agua y con la recarga que se induce.

En principio, el aumento de la eficiencia de uso del agua implicaría una menor utilización y por lo tanto un ahorro. Con frecuencia no es así, por diversas razones, que constituyen el llamado efecto de rebote (*rebound*) o paradoja de Jervons (Dumont et al., 2013; Maxwell et al., 2011; Alcott, 2005; Ward y Pulido Velázquez, 2008). Es un aspecto complejo, que requiere un bien informado análisis de cada situación (Berbel et al., 2015). Un aumento de la eficiencia supone una reducción de insumos por unidad de producto y consecuentemente menores costes de producción, los que se pueden traducir en menor precio. Esto favorece un

mayor uso del producto (efecto directo microeconómico), lo que se puede traducir en mayor demanda de insumos que se usan más eficientemente para producir un producto más barato, con lo que aumenta su demanda. También el abaratamiento del producto hace que el consumidor disponga de más capacidad para adquirir otros productos y servicios, lo que incrementa la demanda de insumos (efecto indirecto microeconómico). A nivel macroeconómico se tiene un incremento de la productividad económica, que a su vez incrementa el crecimiento y la competición. Este efecto perverso puede hacer que no haya un ahorro real derivado de un aumento de la eficiencia, a menos que se conozca bien el conjunto de consecuencias y se adopten medidas correctoras. Éstas pueden consistir en una tasa que encarezca el producto obtenido, es decir, que grave más la actividad más eficiente, lo cual es de difícil comprensión por los no especialistas y por los que han invertido en eficiencia. Por otro lado, el agua no consumida no es necesariamente una pérdida sino que queda disponible en los acuíferos costeros para recarga y el medioambiente. Así, la mayor eficiencia se convierte en una externalidad negativa para los usuarios de aguas abajo y para la recarga de los acuíferos (Pfeiffer y Lin, 2012b). De hecho, hace tres décadas se propuso continuar con el regadío tradicional en el Baix Llobregat (Barcelona) para mantener de forma económica la recarga al acuífero costero, que es una parte importante del sistema de abastecimiento y seguridad.

6.9 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

José Albiac. Prof. de Economía. Universidad de Zaragoza
Julio Berbel. Prof. de Economía Agraria. Universidad de Córdoba
Lucila Candela Lledó. Prof. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona
Alberto Del Villar. Prof. de Economía. Universidad de Alcalá de Henares
María Dolores de Miguel Gómez. Prof. Economía. U. Politécnica de Cartagena
José Fernández Bethencourt. Exgerente del Consejo Insular de Aguas de TF

6.10 Referencias

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

- [ABP] Alfredo Barón Peris. Ex-Dirección General Recursos Hídricos. Palma M
- [AC] Andrés Cuadrado. Presidente Junta Central Aguas de la Sierra de Gádor
- [BBN] Bruno J. Ballesteros Navarro. IGME, Unidad Territorial de Valencia
- [CGR] Cecilia García Reino. Consejo Insular de Aguas de Tenerife
- [DR] Dionisio Rocha. Expresidente Comunidad de Regantes Las Galletas. TF
- [JMAB] José Miguel Alonso Blanco. OFITEC2011. Apoyo a JCASG
- [EMD] Enrique Moreno Deus. Ingeniero Consejo Insular Aguas Gran Canaria
- [FJMR] Francisco Javier Martínez Rodríguez. Diputación de Almería.
- [FRV] Felipe Roque Villareal. Director Gerente de ELMASA. El Inglés, GC
- [JFB] José Fernández Bethencourt. Exgerente Consejo Insular Aguas Tenerife
- [JAHB] Juan Antonio Hernández Bravo. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
- [JG] Juan Grima. IGME, Unidad Territorial de Valencia
- [JMG] Joana M^a Garau. Directora General Recursos Hídricos. Govern Balear
- [JLCJ] Javier López–Cepero Rodríguez. Cooperativa del Plátano Canario. TF
- [JMHT] Juan Mateo Horrach Torrens. Prof. Economía Empresa. U. Mallorca
- [JOA] Jesús Omar Aparicio. Dep. Ing. Civil y Ambiental. U. Politèc. Catalunya
- [JR] Juan Reca. Prof. Departamento de Agronomía. Universidad de Almería,
- [LCL] Lucila Candela Lledó. Prof. Dep. Ing. Civil y Amb. U. Politèc. Catalunya
- [LFM] Luis Fernando Martín. Prof. ULAGC e Ing. CI Aguas Gran Canaria
- [LLAA] Luis López de Ayala y Aznar. Pozos Costa Tejina, Tenerife
- [LRH] Luis Rodríguez Hernández. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
- [MCC] Margalida Comas Colom. Jefe Serv. Estudios Planif. DGRH. Palma M
- [MDMG] M^a Dolores de Miguel Gómez. Prof. U. Politécnica de Cartagena
- [MFM] Miguel Fernández Mejuto. Ciclo Hídrico. Diputación de Alicante
- [MJRS] Miguel Juan Rodríguez Serrano. Extensión Agraria. S Lorenzo y Arona.
- [VE] Vicente Embou. Comunitat General d'Usuaris de la Vall d'Uixò

Alcott, B. (2005) Jevons' paradox. *Ecological Economics* 54(1): 9–21.

Aparicio, J., Candela, L., Alfranca, O., García–Aróstegui, J.L. (2017). Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifera. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). *Desalination*, 411.

Aparicio, J.O., Alfranca, O., Jiménez, J., García–Aróstegui, J.L., Candela, L., López, J. (2015). Groundwater salinity process, mitigation measures and economic assessment: an example from an intensive agricultural area. In: 42nd International Association Hydrogeologists Congress: Aqua 2015. Abstract Book. Roma: International Association of Hydrogeologists (IAH): 290.

Baeza Cano, R., Sánchez Martínez, J.A., Contreras París, J.I. (2015). Análisis del uso de mezclas de aguas subterráneas y agua desalada para el riego de cultivos intensivos de la Comarca de Nijar (Almería). IX SIAGA, Málaga, II: 749–757. *ECONO*

Benhachmi, M., Ouazar, D., Naji, A., Cheng, A., Harrouni, K. (2003). Pumping optimization in saltwater intruded aquifers by simple genetic algorithm – deterministic model, in 2nd International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers – Monitoring, Modelling and Management, Merida, Mexico.

Berbel, J., Gutiérrez–Martín, C., Rodríguez–Díaz, J.A., Camacho, E., Montesinos, P. (2015). Literature review on rebound effect of water saving measures and analysis of a Spanish case study. *Water Resour. Manag.*, 29(3), 663–678.

Birol, E., Koundouri, P., Kountouris, Y. (2010). Assessing the economic viability of alternative water resources in waterscarce regions: Combining economic valuation, cost benefit analysis and discounting. *Ecological Economic*, 69 (4): 839–847.

- Brown, G., Deacon, R. (1972). Economic optimization of a single-cell aquifer. *Water Resour. Res.*, 8(3): 557–564, doi: 10.1029/WR008i003p00557.
- Brozović, N., Lunding, D.L., Zilberman, D. (2010). On the spatial nature of the groundwater pumping externality. *Resource and Energy Economics*, 32: 154–164.
- Burt, O.R. (1964). Optimal resource use over time with an application to groundwater, *Manage. Sci.*, 11: 80–93.
- Cabrera, E., Pardo, M.A., Cabrera, E. Jr., Arregui, F.J. (2012). Tap water costs and service sustainability: a close relationship. *Water Resource Management Journal*: 1–15.
- Calatrava, J., Martínez–Granados, D. (2012). El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo–Segura. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 12(1): 5–32.
- Capone, D.G., Bautista, M.F. (1985). A groundwater source of nitrate in nearshore marine sediments. *Nature*, 313: 214–216.
- Cheng, A.H.D., Halhal, D., Naji, A., Ouazar, D. (2000). Pumping optimization in saltwater-intruded coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 36(8): 2155–2165.
- Corominas, J (2013). El agua para la agricultura de Almería: de la cultura de “frontera” a la cultura de innovación y la adaptación. VI Seminario Técnico Agronómico sobre Sostenibilidad de la Agricultura Intensiva en Almería. Almería.
- Cummings, R.G. (1971). Optimum exploitation of groundwater reserves with salt water intrusion. *Water Resources Research*, 7(6): 1415–1424.
- Custodio, E., Andreu–Rodes, J.M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García–Aróstegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez–Hernández, L., Sahuquillo, A., Del Villar, A. (2016a). Groundwater intensive use and mining in south–eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Sci. Total Environ.*: 559, 302–316.
- Custodio, E., Cabrera, M.C., Poncela, R., Puga, L.O., Skupien, E., del Villar, A. (2016b). Groundwater intensive exploitation and mining in Gran Canaria and Tenerife, Canary Islands, Spain: Hydrogeological, environmental, economic and social aspects. *Science of the Total Environment*, 557–558: 425–437.
- Das, A., Datta, B. (1999). Development of multiobjective management models for coastal aquifers. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 125: 76–87.
- Dasgupta, A.D., Amaraweera, H.B. (1993). Assessment of long-term withdrawal rate for a coastal aquifer. *J. Groundwater*, 31: 250–259.
- D’Elia, C. F., Webb, K.L., Porter J.W. (1981). Nitrate rich groundwater inputs to Discovery Bay, Jamaica: A significant source of N to local coral reefs? *Bull. Mar. Sci.*, 31: 903–910.
- Del Villar, A. (2014). El coste de la desalinización en el programa A.G.U.A. *Investigaciones Geográficas*, 61: 1–13.
- Del Villar, A. (2016). Reutilización de aguas regeneradas: aproximación a los costes de producción y valoración de su uso. Universidad de Alcalá: 1–23. alberto.delvillar@uah.es
- De Stephano, L. López–Gunn, E., Martínez–Santos, P. (2014). Intensive groundwater use in agriculture and IWRM: An imposible marriage?. In: P. Martínez–Santos, M.M. Aldaya and M.R. Llamas (eds.), *Integrated Water Resources Management in the 21st Century: Revisiting the Paradigm*. Botín Foundation–CRC Press, Chap 8: 121–143.

- Duarte, T.K., Hemond, H.F, Frankel, D., Frankel, S. (2006). Assessment of submarine groundwater discharge by handheld aerial infrared imagery: Case study of Kaloko Fishpond and Bay, Hawaii, *Limnol. Oceanogr.*: 4, 227–236.
- Duarte, T.K., Pongkijvorasin, S., Roumasset, J., Amato, D., Burnett, K. (2010). Optimal management of a Hawaiian coastal aquifer with nearshore marine ecological interactions. *Water resour. Res.*, 46, W11545, doi: 10.1029/2010WR009094.
- Dumont, A., (2015). Flows, footprints and values: visions and decisions on groundwater in Spain. Tesis doctoral. Departamento de Geodinámica. Universidad Complutense de Madrid. Madrid: 1–311.
- Dumont, A., Mayor, B., López–Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. At the Confluence. Selection from the 2012 World Water Week in Stockholm. *Aquatic Procedia* 1: 64–76. doi: 10.1016/j.aqpro.2013.07.006
- Dumont, A., López–Gunn, E., Llamas, M.R. (2014). The water footprint of the Campo de Dalías aquifer (Spain): Pros and cons of intensive water use. Observatorio del Agua de la Fundación Botín y Universidad Complutense, Madrid. Poster
- ECOTEC (2014). Water abstraction. In: Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States. ECOTEC/CESAM/CLM/University of Gothenbourg/UCD/IEEP(CR): 66–75. http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/environmental_taxes.htm.
- EIP–AGRI (2016). Grupo focal español para la innovación en materia de regadío, energía y medio ambiente; documento de contexto, prospectiva y diagnóstico de la temática del Grupo Focal. Asociación Europea para la Innovación: Agricultura productiva sostenible. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid: 1–67.
- ETICMA (2010). Esquema de temas importantes en materia de gestión de las aguas. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Agencia Andaluza del Agua: 1–282.
- ETITF (2008). Esquema de temas importantes. Anejo VIII a la Memoria de Información. Plan Hidrológico de Tenerife, Consejo Insular de Aguas de Tenerife: 1–200.
- Finlayson, G., de Haas, D., Guendert, D. (2014). Comparing desalination and recycling for water supply augmentation. Desalination and Water Reuse (August 2014).
- GAE–MMA (2007). Análisis económico del agua en la agricultura y la ganadería. En: Uso del Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas. Aula de Biodiversidad (aB), Ciclo de Debate. Sevilla. Grupo de Análisis Económico del Ministerio de Medio Ambiente.
- Gallardo, A., Marui A. (2006). Submarine groundwater discharge: An outlook of recent advances and current knowledge. *Geo Mar. Lett.*, 26: 102–113.
- Garrido, A., Calatrava J. (2009). Trends in water pricing and markets. In: A. Garrido, M.R. Llamas (eds.). *Water Policy in Spain*, CRC Press–Taylor & Francis, Leiden: 131–144.
- Ghaffour, N., Missimer, T.M., Amy, G.L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination* 309: 197–207.

- Giblin, A.E., Gaines, A.G. (1990). Nitrogen inputs to a marine embayment: The importance of groundwater. *Bio-degradation*, 10: 309–328.
- Hallaji, K.; Yazicigil, H. (1996). Optimal management of a coastal aquifer in southern Turkey. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 122: 233–244.
- Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R., Howitt, R.E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *J. Hydrol.* 375: 627–643.
- Herrera, J.M. (2003). El papel de la agricultura intensiva en la economía de la provincia de Almería. *Revista de Humanidades y Ciencias Sociales*, 19: 13–38.
- Hoyos-Limón, A. (2000). Los costes del agua. *Obra Pública*. Madrid, 50: 76–81.
- Hoyos-Limón, A., y Puga, L.O. (2007). Los costes en alta del agua de Tenerife. *Documentos para el Plan Hidrológico de Tenerife*. Santa Cruz de Tenerife: 1–61.
- Jiménez Compaired, I. (2016). La evolución del régimen económico-financiero: contribuyentes y usuarios en la política hídrica. En: A. Embid Iruju, *Treinta Años de la Ley de Aguas de 1985*. Thomson Reuters Aranzadi-Universidad de Zaragoza: 99–153. ISBN: 978-84-9135-221-1.
- Johnson, A.G., Glenn, C.R., Burnett, W.C., Peterson, R.N., Lucey, P.G. (2008). Aerial infrared imaging reveals large nutrient-rich groundwater inputs to the ocean. *Geophys. Res. Lett.*, 35, L15606, doi:10.1029/2008GL034574.
- Kahil, M.T., Dinar, A., Albiac, J. (2014). Comparing water management policies under scarcity and droughts: Empirical evidence from the Júcar Basin, Spain. *Working Document 14–03*. Unidad de Economía Agraria. CITA. Zaragoza: 1–24.
- Koundouri, P. (2004). Current issues in the economics of groundwater resource management. *Journal of Economic Surveys*, 18(5): 703–740.
- Koundouri, P.; Christou, C. (2006). Dynamic adaptation to resource scarcity and backstop availability: Theory and application to groundwater. *Aust. J. Agric. Resour. Econ.*, 50: 227–245.
- Krulce, D.L.; Roumasset, J.A.; Wilson, T. (1997). Optimal management of a renewable and replaceable resource: The case of coastal groundwater, *Am. J. Agric. Econ.*, 79: 1218–1228.
- Lago Núñez, G. (2015). La organización del ciclo integral del agua en zonas semiáridas: el agua como bien común. *Tesis Doctoral*. Universidad de Almería: 1–343.
- Lapointe, B.E. (1997). Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida, *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1119–1131.
- Lapointe, B.E., Littler, M.M., Littler, D.S. (1992). Nutrient availability to marine macroalgae in siliciclastic versus carbonate-rich coastal waters. *Estuaries*, 15: 75–82.
- Lapuente, E. (2012). Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination* 300: 40–45.
- Larned, S.T. (1998). Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae, *Mar. Biol.*, 132: 409–421.
- Lefkoff, L., Gorelick, S. (1990). Simulating physical processes and economic behavior in saline, irrigated agriculture: model development. *Water Resour. Res.* 26: 1359–1369.

- Li, L., Barry, D.A., Stagnitti, F., Parlange J.Y. (1999). Submarine groundwater discharge and associated chemical input to a coastal sea, *Water Resour. Res.*, 35(11): 3253–3259.
- Llamas, M.R., Garrido, A. (2007). Lessons from intensive groundwater use in Spain: Economic and social benefits and conflicts. In: M. Giordano and K.G. Villhøth (eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution, Opportunities and Threats to Development*. CABI Publ. Wallingford.
- López-Gunn, E., Zorrilla, P., Prieto, F., Llamas, M.R. (2012). Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Journal of Agricultural Water Management* 108: 83–95.
- MARM (2007). Precios y costes de los servicios de agua en España. Informe integrado de recuperación de costes de los servicios de agua en España. Artículo 5 y Anejo III de la Directiva Marco de Agua. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.
- Martínez-Granados, D., Calatrava, J. (2011). The role of desalination to address aquifer overdraft in SE Spain. *Journal of Environmental Management*, 144: 247–257.
- Martínez Vicente, D., Cabezas, F., Senent Alonso, M., García Aróstegui, J.L. (2013). El coste de las aguas subterráneas para regadío. En: M. Senent Alonso y J.L. García Aróstegui (coord.), *Sobreexplotación de Acuíferos en la Cuenca del Segura: Evaluación y Perspectivas*. Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia. Cap. 6: 133–161.
- Martínez-Álvarez, V., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M. (2016). Seawater desalination for crop irrigation – A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination* 381: 58–70.
- MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9ca-da-2010>
- Maxwell, D., Owen, P., McAndrew, L. (2011). Addressing the rebound effect. European Commission, DG Environment
- Moore, W.S., John, H.S., Karl, K.T., Steve, A.T. (2009). Submarine groundwater discharge. *Encyclopedia of Ocean Sciences*. Academic, Oxford: 4530–4537.
- NRC (1997). Valuing ground water. Committee on Valuing Water, Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Research Council. National Academic Press. Washington D.C.: 1–189
- Pagès i Galtès, J. (2006). Fiscalidad de las aguas. En: *Derecho del Medio Ambiente y Administración Local*. Fundación Democracia y Gobierno Local: 247–302. ISBN: 84–609–8956–9.
- Pfeiffer, L., Lin, C.–Y.C. (2012a). Groundwater pumping and spatial externalities in agriculture. *Journal of Environmental Economics and Management*, 64(1): 16–30.
- Pfeiffer, L., Lin, C.Y.C. (2012b). Does efficient irrigation technology lead to reduced groundwater extraction?: empirical evidence. www.des.ucdavis.edu/faculty/Lin/PfeifferLin_irrigationtechnology.pdf.
- PHS (2013). Propuesta del Proyecto del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura, 2009–2015. Memoria. Confederación Hidrográfica del Segura. Murcia: 1–555.
- Pongkijvorasin, S., Roumasset, J., Burnett, K., Duarte, T.K. (2010). Renewable resource management with stock externalities: coastal aquifers and submarine groundwater discharge. *Resour. Energy Econ.*, 32: 277–291.

- Qahman, K.; Larabi, A.; Ouazar, D.; Naji, A.; Cheng, A. (2005). Optimal and sustainable extraction of groundwater in coastal aquifers. *Stoch. Env. Risk A.*, 19(2): 99–110.
- Raucher, R.S., Tchobanoglous, G. (2014). The opportunities and economics of direct potable reuse. *Water Reuse Research*. Water Reuse Foundation: 1–53.
- Rigby, D., Alcón, F., Burton, M. (2010). Supply uncertainty and the economic value of irrigation water. *European Review of Agricultural Economics*, 37(1): 97–117.
- Rodríguez Estrella, T. (2002). Posibilidades de captación de agua del mar en la Cuenca del Segura, a través de acuíferos costeros con intrusión marina. *Hidropres*: 22–33. ISSN 1136–609536, 2002.
- Rogers, P., Silva, R.D., Bhatia, R. (2002). Water is an economic good. How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, (4): 1–17.
- Sánchez–González, A. (1989a). Basic economic concepts applied to groundwater management. In: E. Custodio and A. Gurguí (eds.), *Groundwater Economics. Developments in Water Science 39*, Elsevier: 3–22.
- Sánchez–González, A. (1989b). Ground water externalities. In: E. Custodio and A. Gurguí (eds.), *Groundwater Economics. Developments in Water Science 39*, Elsevier: 361–371.
- Sanz, J., Molist, J., Montserrat, D., Salgado, B. (2017). Agua regenerada para usos industriales en el parque petroquímico de Tarragona. *Industria Química*, enero 2017: 62–67.
- Savenije, H.H.G. (2002). Why water is not an ordinary economic good, or why the girl is special. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27: 741–744.
- Schuerdorf, M., Weikard, H.P., Zetland, D. (2013). The life and death of the Dutch groundwater tax. *Water Policy*, 15(6): 1064–1077.
- Shamir, U., Bear, J., Gamliel, A. 1984. Optimal annual operation of a coastal aquifer. *Water Resources research*, 20(4): 435–444.
- Soto–García, M., Martínez–Álvarez, V., García–Bastida, Alcón, F., Martín–Górriz, B. (2013a). Effect of water scarcity and modernization on the performance of irrigation districts in south–eastern Spain. *Agricultural Water Management*, 124: 11–19.
- Soto García, M., Martín Górriz, B., Martínez Álvarez, V. (2014). Caracterización de las comunidades de regantes seleccionadas. En: M. Soto García, V. Martínez Álvarez y B. Martín Górriz, *El Regadío en la Región de Murcia. Caracterización y análisis mediante indicadores de gestión. Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena y Sindicato Central de Regantes del Acueducto Yajo Segura*. Murcia: 125–141.
- Stuyfzand, P.J., Raat, K.J. (2010). Benefits and hurdles of using brackish groundwater source in the Netherlands. *Hydrogeol. J.*, 18: 117–130.
- Toze, S. (2006). Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agric. Water Manag.* 80: 147–159.
- Tsur, Y.; Graham–Tomasi, T. (1991). The buffer value of groundwater with stochastic surface water supplies. *J. Environ. Econ. Manage.*, 21: 201–224.
- Ward, F.A., Pulido–Velázquez, M. (2008) Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings National Academy of Sciences of the USA*, 105(47): 1821.

Willis, R.; Finney, B.A. (1988). Planning model for optimal control of saltwater intrusion. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 114: 163–178.

Young, R.A. (1993). Managing aquifer over-exploitation: economics and policies. In: *Aquifer Overexploitation*. International Association of Hydrogeologists. Selected Papers 3. Heise: 199–222.

Anejo A6 Fundamentos de un modelo socio–económico–ecológico que considera el efecto de la extracción de agua subterránea sobre la productividad orgánica marina

Lo que aquí se expone se basa principalmente en el trabajo de Duarte et al., (2010) y hace referencia a una porción de la costa abrupta de la Isla de Hawai'i (Isla Grande), en el archipiélago hawaiano.

Las bases científicas hidrogeológicas permiten abordar aspectos económicos y sociales, entre ellos los asociados a la intrusión marina en acuíferos costeros, como lo han hecho Willis y Finney (1998), Benhachmi et al. (2003), Hallaji y Yazicigil (1996) y Das y Datta (1999). Es posible tratar de determinar la operación óptima anual bajo criterios multi–objetivo (Shamir et al., 1984), pero la utilidad de los resultados está ligada a la incertidumbre de los parámetros y variables.

A pesar de que la descarga de agua al mar es una realidad, sus efectos ecológicos pocas veces se explicitan en los modelos de gestión de acuíferos costeros. La ecología de ambientes costeros salobres se ha estudiado desde hace décadas, pero se sabe poco del efecto de la descarga de agua subterránea al mar sobre los organismos marinos. Este es un tema de estudio relativamente reciente. Esta descarga modifica la salinidad y aporta sílice disuelta y nutrientes (Li et al., 1999; Moore et al., 2009). Los organismos que habitan en ambientes salobres o menos salinos que el mar han de ser capaces de mantener alta productividad, al tiempo que soportan fluctuaciones rápidas en el contenido de nutrientes y salinidad. Las concentraciones de nutrientes determinan la productividad de los productores primarios y la salinidad influye sobre el crecimiento y distribución de los organismos fotosintéticos. Ciertas especies de productores marinos primarios se han adaptado y dependen de la descarga de agua subterránea, que disminuye la salinidad y aporta nutrientes (Duarte et al., 2010). La disminución de la descarga de agua submarina afectaría negativamente, en especial en zonas con escasos aportes de aguas

superficiales.

Los modelos de gestión hidrológica–económica del agua subterránea en los acuíferos costeros (Krulce et al., 1997; Koundouri y Christou, 2006) tratan de maximizar el valor. Se pueden extender considerando el valor del ecosistema marino litoral. Esto supone ponderar los costes ecológicos y económicos a largo plazo de las diferentes estrategias de extracción de agua subterránea en varios regímenes ecológicos y escenarios de recarga. Consisten en ecuaciones hidrológicas y económicas típicas, que relacionan la extracción de un acuífero costero con los cambios en la tasa de crecimiento (productividad) de especies marinas clave, como ciertas microalgas. Se tienen los siguientes condicionantes:

Acuífero interior: recarga R

Acuífero costero: extracción de agua subterránea por unidad de longitud de costa q y nivel piezométrico h : $dh/dt = a\{R - q - I\}$, en la que a depende de las condiciones locales y I (descarga al mar por unidad de longitud de costa) depende de h

Zona litoral terrestre y marina: $I = f(h)$

Zona submarina: al cambiar I se modifica la salinidad y la de ciertos componentes de interés (N , P) del agua marina próxima al litoral μ , que afecta a la función ecológica de interés, que representa el stock de alguna especie clave, tasa de crecimiento o alguna otra medida de relevancia: $\mu = f(I)$; $\mu = f(\mu)$. se puede incorporar al modelo de gestión como una restricción mínima o máxima o relacionarla dinámicamente a un determinado stock de recurso (Pongkijvorasin et al., 2010).

La descarga de agua al mar puede ser agua subterránea continental o insular o bien agua recirculada en la zona de mezcla agua dulce–agua salada. Puede hacerse de forma concentrada en manantiales sub-

marinos o de forma difusa, en general a través de los sedimentos bénticos acumulados en el fondo marino (Gallardo y Marui, 2006). El agua descargada tiene temperatura diferente y distinta composición química en cuanto a salinidad, iones mayoritarios y minoritarios, sílice disuelta, gases disueltos, metales pesados, nutrientes diversos (principalmente N y P) y composición isotópica del agua y de las sustancias y gases disueltos. En general, el contenido en materia orgánica disuelta del agua subterránea es menor y puede tener un potencial redox menor a mucho menor que el del agua del mar. En muchos casos, el aporte de nutrientes por la descarga de agua subterránea puede igualar o superar a la de las aguas superficiales y a la precipitación atmosférica. En muchos casos se ha encontrado una correlación negativa entre salinidad del agua litoral y contenido en nutrientes (D'Elia et al., 1981; Giblin y Gaines, 1990; Johnson et al., 2008; Capone y Bautista, 1985; Duarte et al., 2006). Los principales limitantes de la productividad orgánica en cuanto a algas en los ecosistemas costeros son las formas inorgánicas del N (Lapointe et al., 1987, 1992; Larned, 1998), modificados por la salinidad.

En el modelo de gestión hidroeconómica con descarga al mar se supone que en un momento dado t se extrae un volumen de agua q del acuífero que tiene un coste/precio p . El coste marginal c de la extracción de agua subterránea se supone que es una función positiva decreciente y convexa del nivel piezométrico, o sea que

$$c(h) \geq 0; dc/dh < 0 \text{ y } d^2c/dh^2 > 0$$

Se supone que existe una fuente alternativa de agua inagotable, aunque más cara, como puede ser la desalinización del agua del mar, a un coste de producción P fijo y que se produce en cantidad b en un momento dado t .

h depende de la recarga R , de q y de la descarga de agua dulce al mar l , de modo que

$$L(h) \geq 0; dl/dh > 0 \text{ y } d^2L/dh^2 > 0$$

La productividad orgánica del agua litoral depende de la calidad μ de esa agua, representada por la salinidad, concentración de nutrientes y temperatura. μ se representa por la salinidad s del agua marina y por relaciones empíricas con las concentraciones de N y P. La productividad g se representa por la tasa de crecimiento g dada como fracción de crecimiento por día, de modo que $g = f(s, N, P)$, los que a su vez dependen de

$l(h)$, si se considera que los cambios en otras variables no afectan, como la luz y la temperatura.

El problema que debe afrontar el planificador social es escoger las proporciones entre extracción de agua subterránea y agua del mar desalinizada que maximice el beneficio neto social. Este es igual al superávit del consumidor que se deriva del uso del agua, menos el coste de obtener el agua. Para integrar las consideraciones ecológicas se impone una restricción en cuanto a la tasa de crecimiento orgánico, tal como $g(s) \geq b$, la que también se puede expresar en función del nivel piezométrico, como por ejemplo $h \geq \bar{h}$. Para una tasa de descuento determinada r , se trata de maximizar la función:

$$\max_{q,b} \int_0^\infty e^{-rt} \left[\int_0^{q+b} p(x) dx - c(h)q - \bar{p}b \right],$$

con $h = a[R - 1 - l(h) - q]$ y $h \geq \bar{h}$

en la que las variables q , b , x , h son función del tiempo.

Si la condición no es obligatoria, la condición para obtener trayectorias óptimas se puede expresar como

$$p = c(h) + \frac{p - a[R - l(h)]dc(h)/dh}{r + a dl(h)/dh}$$

La condición óptima de esta última ecuación requiere que el beneficio marginal de la extracción de agua se iguale al coste marginal, el cual consiste en el coste de extracción y el coste marginal del usuario (CMU). El CMU comprende el lucro cesante a causa de los futuros mayores precios y el coste de extracción.

Cuando la condición es obligatoria, el nivel piezométrico estacionario es mayor que el caso precedente. Entonces, la condición óptima puede expresarse como:

$$p = c(h) + \frac{dp/dh - a[R - l(h)]dc(h)/dh}{r + a dl(h)/dh} - \frac{\lambda e^{rt}}{r + a dl(h)/dh}$$

en la que λ es el multiplicador de Lagrange para la restricción, que es el valor de escasez del nivel piezométrico. La ecuación anterior indica que la condición óptima requiere que el beneficio marginal de extraer el agua iguale a su coste marginal. En este caso, el coste marginal es el coste de extracción, el lucro cesante a causa del mayor precio, el mayor coste de extracción futuro y el coste de lograr el requisito de crecimiento mínimo (Duarte et al., 2010). Esto supone que, para un cierto nivel piezométrico, la extracción óptima de agua subterránea con una restricción obligatoria sea menor que cuando la restricción no es obligatoria.

Capítulo 7. Gestión técnica y administrativa de los acuíferos costeros.

Preámbulo

Se consideran los aspectos técnicos de gestión de los acuíferos costeros y como se enlazan con los aspectos socio–económicos a través de las posibles actuaciones estructurales, semiestructurales y no estructurales. Se considera la posible utilización de los acuíferos costeros como fuente de agua marina para desalinización y las posibilidades de desalobración de las aguas salobres subterráneas. Se comentan algunos aspectos de carácter administrativo y de indicadores que califiquen una cierta situación de un acuífero costero o del coste de reducir el riesgo de salinización.

Índice

- 7.1 Introducción
- 7.2 Conocimiento y modelos conceptuales de flujo y de intrusión marina
- 7.3 Actuaciones de observación y control
- 7.4 Recuperación de la descarga de agua dulce al mar
- 7.5 Captación de agua subterránea en acuíferos costeros
- 7.6 Captación de agua de manantiales kársticos costeros
- 7.7 Aspectos técnicos estructurales y semiestructurales de gestión de los acuíferos costeros
 - 7.7.1 Consideraciones generales
 - 7.7.2 Métodos estructurales o semiestructurales de prevención y control de la intrusión marina: recarga artificial y bombeo de agua salobre
 - 7.7.3 Métodos estructurales de prevención y control de la intrusión marina: barreras para limitar la intrusión marina

- 7.8 Los acuíferos costeros como fuente de agua para desalinización y desalobración
 - 7.8.1 Procesos de reducción de salinidad
 - 7.8.2 Alimentación de agua salobre y salada de los acuíferos costeros
 - 7.8.3 Captación de aguas salobres y salinas de los acuíferos costeros
 - 7.8.4 Explotación de aguas salinas y salobres en los acuíferos costeros españoles
- 7.9 Métodos no estructurales de prevención y control de la intrusión marina
- 7.10 Indicadores y riesgo de intrusión marina
- 7.11 Gestión de carácter administrativo
- 7.12 Gestión de la explotación de agua subterránea en los acuíferos costeros españoles
- 7.13 Agradecimientos
- 7.14 Referencias

Resumen

La explotación de un acuífero costero conlleva una mayor intrusión marina y reduce el papel regulador de estas importantes infraestructuras naturales. Esta mayor intrusión puede permitirse hasta cierto límite, que puede venir fijado por las afecciones que se crean a pozos de bombeo cuando el agua salada les alcanza o se extiende por debajo de los mismos. Puede permitirse una profunda intrusión marina a cambio de recuperar la mayoría del flujo de agua dulce al mar, pero es una situación costosa porque se requiere un cambio en el sistema de captaciones y de conducciones de agua por estar los pozos muy distribuidos y en la parte más alejada del mar del sistema acuífero y en general con los niveles piezométricos más profundos.

El flujo de agua dulce al mar ayuda a mantener un cierto balance de sales en el acuífero. Si como consecuencia de una reducción de flujo de agua dulce al mar existe una recirculación del agua en el acuífero que acumule las sales, como en regadíos con agua subterránea, se tiene un incremento de la salinidad del agua dulce de origen diferente a la contaminación por el agua del mar.

La gestión de los acuíferos costeros como fuente de recursos de agua no se limita al agua dulce sino que también ha de considerar, en su caso, la explotación de agua salobre y agua salina para desalinización o para piscifactorías, además del posible uso de los acuíferos salinizados para almacenar temporalmente agua dulce.

La sustentabilidad del uso de un acuífero y la conservación de los valores ecológicos y de los servicios que se derivan puede requerir acciones de gestión, unas no estructurales y otras estructurales, que tienen aspectos técnicos y aspectos sociales, ambos ligados. Cuando hay escasez de agua dulce, la tendencia general es tratar de aportar más agua, buscando continuar con

las actividades existentes. No es raro que se subvencione continuamente la oferta de agua para mantener la actividad existente, pero esto produce distorsiones económicas y suele acabar siendo no sustentable. Mucho menos frecuentes son los planteamientos que suponen un cambio de paradigma en el uso del agua, buscando efectos positivos, por lo menos a medio plazo, pero suelen conllevar algunos efectos negativos que hay que corregir y compensar.

La gestión a realizar en un acuífero costero busca el mejor uso de los recursos de agua disponibles, que además de los subterráneos pueden ser los superficiales locales o importados, el agua regenerada y el agua desalinizada, en un conjunto que puede contener elementos de almacenamiento, como son la reserva del propio sistema acuífero, los embalses de superficie y las balsas, además de los aspectos ambientales y de los servicios derivados. Esto supone un detalle que es difícil de incorporar en un modelo general de gestión, pero que debe intentarse.

La base experimental necesaria para la gestión de los acuíferos costeros parte de los datos que proporcionen las redes de observación de niveles y de la composición química y fisicoquímica, que tengan en cuenta la dimensión vertical y que sean adecuadas para este propósito.

La captación de agua subterránea en acuíferos costeros tiene peculiaridades, que están en relación con la existencia o riesgo de salinización. El diseño está condicionado por un buen conocimiento local de la estratigrafía y heterogeneidades y por la existencia real o esperable de cuerpos de agua salada o salobre en profundidad. Las formaciones e intercalaciones de baja permeabilidad juegan un papel muy importante para evitar, amortiguar o retrasar los ascensos salinos. Hay

que mantener su continuidad. Además existe un riesgo elevado de corrosión en ambiente salino que afecte a partes metálicas de los entubados y filtros. El control de la intrusión marina requiere mantener la estratificación natural allí donde es esencial y restituirla allí donde se ha deteriorado por perforaciones inadecuadas o mal mantenidas.

La captación de manantiales en formaciones kársticas costeras puede tener resultados positivos cuando el manantial surge en las proximidades de la costa y por encima del nivel mar, pero es muy difícil o imposible cuando la surgencia de agua es submarina.

Los diferentes métodos de control de la intrusión marina van desde la reducción y reubicación de extracciones hasta la modificación del funcionamiento hidrodinámico mediante recarga artificial u operando barreras de inyección de agua dulce a las profundidades apropiadas o de extracción de agua salada para reducir el potencial hídrico de ese cuerpo de agua o combinaciones de ambas.

Las acciones de gestión de los acuíferos costeros en lo que respecta a la salinización por intrusión marina, tiene aspectos muy diversos, que dependen no sólo de las circunstancias hidrogeológicas y de disponibilidad de agua natural, desalinizada o regenerada, sino también de la economía y condicionantes sociales locales.

En las últimas décadas, la desalinización de agua marina se ha convertido en un importante aporte de agua dulce a numerosas áreas costeras. La toma del agua marina a través del terreno, si es factible, presenta aspectos favorables. También las aguas salobres son susceptibles de producir agua dulce por procesos de membrana (desalobración) a un coste de producción menor que la desalinización del agua marina. En ambos casos se produce un agua de rechazo en la que se concentran las sales. Su vertido sin daños al medio ambiente o a los acuíferos es un serio y costoso problema.

El uso de agua salobre por mezcla de agua dulce y agua salada en el acuífero supone un consumo de agua dulce, que se ha de considerar en el balance de agua dulce del acuífero, así como las consecuencias de la extracción de esa agua salobre. La extracción de agua salada protege a las captaciones más alejadas de la costa, pero detrae agua dulce y además favorece la creación de conos salinos que pueden afectar a captaciones próximas, en especial si el cono es extenso como consecuencia de las características hidrogeológicas

locales de acuífero.

Los métodos no estructurales buscan modificar la forma de explotación de un acuífero costero en relación con la obtención de agua dulce y también de agua salobre y salina para reducir su salinidad o para alimentar piscifactorías o atender necesidades de refrigeración. Deben incluir los requisitos medioambientales en tierra firme y en el mar litoral. Estos métodos no estructurales incluyen la disminución del caudal de bombeo, la reubicación de los centros de bombeo, los incentivos y medidas que incitan a la reducción de las extracciones, las limitaciones al uso de la franja costera y las limitaciones temporales a las extracciones. El establecimiento de limitaciones temporales a las extracciones de un acuífero costero es más fácil y eficaz si los propios usuarios se han involucrado en la preparación de las normas que soportan esas limitaciones.

El diseño de indicadores que permitan calificar una cierta situación y evaluar si cumple la normativa existente y qué medidas correctoras habría que impulsar, es una tarea difícil ya que se debe tener en cuenta la salinidad del agua. Hay algunas propuestas, pero falta experiencia en su aplicación.

Otros indicadores tratan de cuantificar o graduar el riesgo de daños y perjuicios en acuíferos costeros por salinización debida a intrusión marina, inundación por agua marina de la franja costera y exceso de bombeo, a través de evaluaciones con las que se puedan priorizar acciones y en su caso valorar su coste. La aplicación de los principios de evaluación del riesgo a los sistemas ambientales es algo relativamente novedoso, aún en evolución.

La explotación intensiva de aguas subterráneas, incluyendo la de los acuíferos costeros, ha sido el motor de la economía de numerosas áreas españolas. Pero ha hecho que la economía local dependa en muchos lugares excesivamente del regadío, además de propiciar un falso sentimiento social de que la importancia y peso de la economía lograda es tal que merece el apoyo público en forma de subvenciones, que pagan otros. Puede ser un modelo ya agotado, de modo que haya llegado el momento de un cambio de paradigma.

Las propuestas de gestión de la explotación intensiva de los acuíferos costeros y de los acuíferos en general, tal como es tradición y se reflejan en los planes hidrológicos, están en gran medida orientadas a la oferta de agua para responder a la demanda y a lo que se designa como déficits de agua y a atender a su posible cre-

cimiento, aunque actualmente se acepta que no debe producirse crecimiento. Prácticamente no se aborda un cambio de paradigma, aunque parte de la sociedad informada parece ser consciente de su necesidad.

El agua de mar desalinizada para disminuir la presión sobre los acuíferos costeros tiene un alto coste, incluso estando subvencionado, frente a los recursos de agua

subterránea locales. El alto precio del agua desalinizada es la causa de la infrautilización de algunas de las plantas desalinizadoras existentes. La desalobración con numerosas plantas privadas es una práctica común en diversas áreas costeras de agricultura intensiva, pero falta por resolver satisfactoriamente el problema de la evacuación de las aguas de rechazo.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso, sin una búsqueda bibliográfica profunda especializada y sin realizar estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. Las actualizaciones sólo se han hecho cuando se ha dispuesto de datos suficientes y confiables. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener en ocasiones problemas de interpretación de las fuentes o de no especialización del redactor.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios.

7.1 Introducción

El aumento de la explotación de un acuífero costero comporta una mayor intrusión marina (Custodio, 1991; Tulipano, 2003) y reduce el papel regulador de estas importantes infraestructuras naturales (Custodio, 2005b). Esto se analiza en detalle en el Capítulo 2. Esta mayor intrusión puede permitirse hasta cierto límite, que puede venir fijado por las afecciones que se crean a pozos de bombeo cuando el agua salada les alcanza o se extiende por debajo de los mismos. Si el substrato del acuífero queda por encima del nivel del mar a partir de cierta distancia de la costa, esa parte queda fuera

del alcance de la intrusión marina directa, aunque puede ser afectada hasta cierto punto por agua salobre de la zona de mezcla (Figura 7.1.1), al ser menos densa. Pero la explotación de agua subterránea de esa zona "segura" afecta a las condiciones en la zona más cercana al mar al reducir el flujo de agua dulce disponible. En cualquier caso, la altimetría del substrato juega un papel importante. El substrato puede presentar depresiones y surcos, generalmente mal conocidos o desconocidos, por los que se pueden producir penetraciones localizadas de la cuña de intrusión marina.

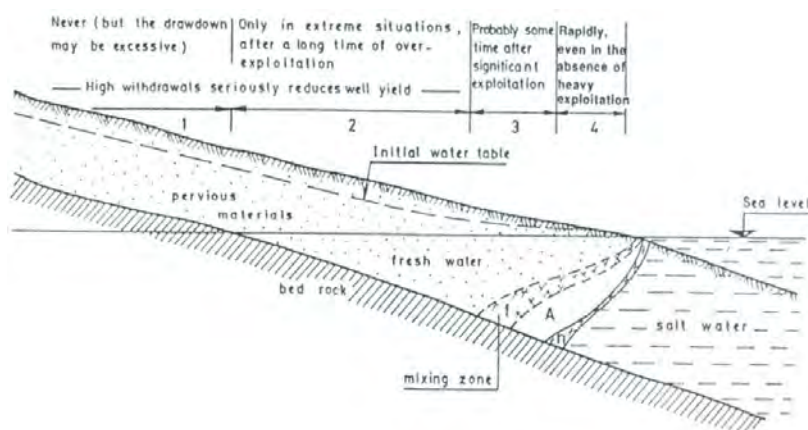


Figura 7.1.1 Zonación de riesgo de intrusión marina en un acuífero costero con substrato poco profundo (Custodio y Bruggeman, 1987)

Puede permitirse una profunda intrusión marina a cambio de recuperar la mayoría del flujo de agua dulce al mar, pero es una situación costosa, ya que se requiere un cambio en el sistema de captaciones y de conducciones de agua por estar los pozos muy distribuidos y en la parte más alejada del mar del sistema acuífero, donde generalmente los niveles piezométricos son más profundos. Además se pierde la posibilidad de regular las aportaciones a través del embalse subterráneo, ya que el volumen útil del mismo queda muy reducido al limitarse mucho la posibilidad de variaciones de nivel.

El flujo de agua dulce al mar ayuda a mantener un cierto balance de sales en el acuífero. Si como consecuencia de una reducción de flujo de agua dulce al mar existe una recirculación del agua en el acuífero que acumule las sales en el subsuelo, como en regadíos con agua subterránea, se tiene un incremento de la salinidad del agua dulce, cuyo origen es diferente a la contaminación por el agua del mar.

La gestión de los acuíferos costeros busca una explotación sustentable de los mismos como fuentes de agua dulce para las necesidades humanas, tratando de mantener los servicios ecológicos asociados más importantes. Recientemente también se considera el suministro sustentable de agua salada para abastecer plantas de desalinización o piscifactorías, de forma compatible con los otros usos. Se trata de que los beneficios económicos y sociales superen a largo plazo a los costes asociados y ambientales. Sin embargo, se puede estar lejos de este ideal por falta de conocimiento, visión sectorial o intereses a corto plazo, que depredan el patrimonio. Lo dicho es válido para cualquier sistema natural y para cualquier acuífero o sistema acuífero cuando se le considera una parte integrada en un sistema mayor. Pero en los acuíferos costeros aparece como elemento adicional la salinidad, que requiere un tratamiento diferenciado, en especial por los habituales largos estados transitorios y poca reversibilidad de la salinización en muchos casos. Además, las perforaciones pueden perturbar la separación entre niveles permeables, facilitando así salinizaciones verticales, que de otro modo no se hubieran producido o lo habrían hecho de forma más atenuada.

La gestión de los acuíferos costeros como fuente de recursos de agua no se limita al agua dulce sino que también ha de considerar, en su caso, la explotación de agua salobre–agua salina para desalinización o para piscifactorías, además del uso de los acuíferos salinizados para almacenar temporalmente agua dulce (Figura 7.1.2). Del agua dulce que se almacene se recuperará después una parte, que depende de las condiciones hidrodinámicas, de dispersividad y de flotabilidad del agua dulce sobre agua salina o salada. Consideraciones sobre el cálculo pueden encontrarse en Bakker (2010 y Missut y Voss (2007).

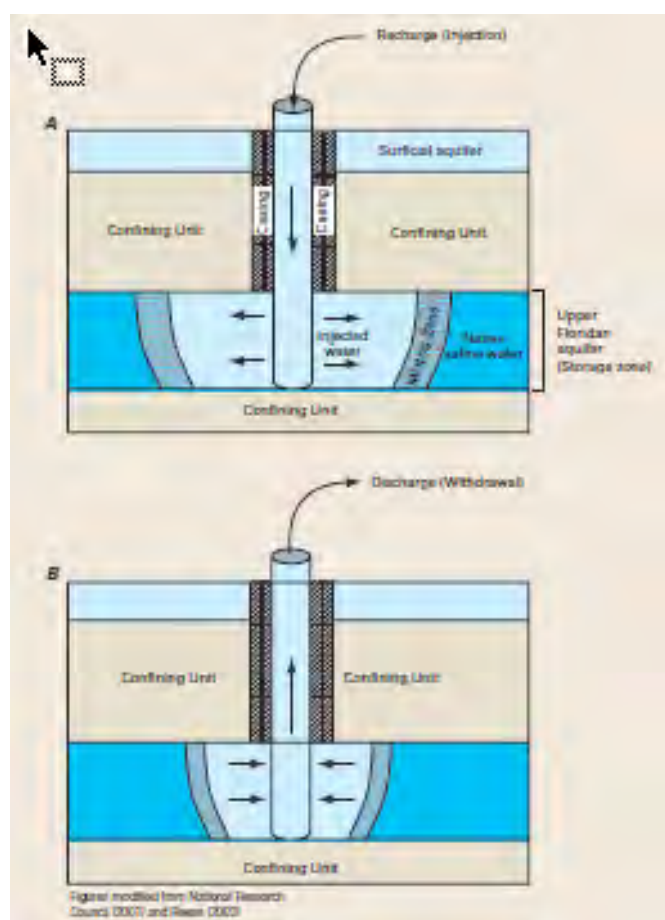


Figura 7.1.2 Almacenamiento temporal de agua dulce en un acuífero con agua salina en condiciones ideales y sin flujo horizontal significativo. Se indica el agua dulce (azul claro), el agua salada (azul fuerte) y la zona intermedia de mezcla (azul-gris). A.– proceso de inyección; B.– proceso de recuperación.

La sustentabilidad del uso de un acuífero y la razonable conservación de los valores ecológicos y de los servicios que se derivan, puede requerir acciones de gestión, unas no estructurales y otras estructurales. Las no estructurales se basan en la regulación de las extracciones y en actuaciones específicas que no comportan grandes obras.

En acuíferos costeros con problemas de intrusión marina cabe plantear tres escenarios de gestión planificada:

- A) Continuar con la situación actual (*business as usual*), tal cual o atenuada, lo que supone:
 - a. salinización progresiva, con consideración de lo que hay que hacer en el futuro tras la salinización práctica:
 - recurso a fuentes de agua alternativas convencionales (tomadas de un territorio más extenso, trasvases) o no convencionales (desalinización, regeneración de aguas usadas)
 - en lo posible reubicar a usuarios y usos
 - b. permisos que incluyan condiciones en cuanto a localización de las captaciones, profundidad y extracciones (caudal y volumen total anual)
 - c. tasas sobre el agua de modo que lo recaudado contribuya por lo menos a pagar las estrategias posteriores; conlleva poder guardar parte de los beneficios para correcciones y compensaciones futuras
- B) Estabilización de la degradación sin nuevos daños, que en un acuífero costero es de difícil realización a causa de que las respuestas a las acciones aparecen muy diferidas. En general no es un escenario realista, a menos que se lleven a cabo controles complejos, costosos y con la implicación de los usuarios
- C) Recuperación, que supone:
 - a. plan de recuperación del acuífero costero, con prioridades de uso y en su caso identificación de los usos que deben disminuir o ser eliminados
 - b. establecer zonas en las que graduar la intensidad de las actuaciones
 - c. clausura de parte de los pozos
 - d. permisos con condiciones en cuanto a ubicación de captaciones, profundidad y caudales
 - e. medidas para gestionar la demanda de agua

Si no se adopta ninguna acción de gestión, se producen abandonos de las captaciones por salinización y ocasionalmente por niveles del agua excesivamente

profundos, lo que no sólo entraña pérdidas económicas por deterioro productivo y de inversiones aún no amortizadas, sino también sociales por posibles pérdidas de empleo, insatisfacción y daños a instalaciones y dispositivos domésticos, hoteleros y urbanos por aumento de corrosión.

En los casos que se suelen calificar como de escasez de agua dulce, la tendencia general es tratar de aportar más agua, o lo que es lo mismo, ofertar agua. En buena parte se hace por preferir continuar con las actividades, por presión de los usuarios de agua, social y mediática y también por conveniencia política e inercia administrativa. Esta oferta de agua puede hacerse trayendo recursos superficiales o subterráneos desde áreas más alejadas, reutilizando el agua usada (en general la urbana, tras su adecuado tratamiento, incluso con reducción de salinidad) o desalinizando agua marina en áreas costeras o desalobrando aguas subterráneas locales o próximas, o simplemente aceptando que continúe el uso minero de las reservas del acuífero. Esto último se hace con coste creciente del agua puesta a disposición. No es raro que se subvencione continuamente la oferta de agua para mantener la actividad existente, en general el regadío, y así obtener réditos políticos. Esto produce distorsiones económicas y suele acabar siendo no sustentable.

Otra manera de abordar la situación de escasez de agua es la de reducir su uso, o sea la gestión de la demanda. Esto es difícil y requiere instituciones y actuaciones para las que se tiene poca experiencia, que son de lento establecimiento y con resultados a veces poco visibles. En general se requieren gastos, unas veces moderados y otros elevados. Tales son las actuaciones para disminuir las fugas y pérdidas y para aumentar la eficiencia del uso del agua, por ejemplo mediante técnicas modernas de riego. Esto último suele conllevar un aumento del consumo energético y puede tener efectos contrarios, como se comenta en la Sección 6.8 del Capítulo 6.

Mucho menos frecuentes son los planteamientos que suponen un cambio de paradigma en el uso del agua, los que generalmente van acompañados de un cambio cultural importante y un aumento del intercambio de productos con otras áreas. Estos cambios buscan efectos positivos, por lo menos a medio plazo, pero suelen conllevar efectos negativos que hay que corregir y compensar. Para realizar un cambio de paradigma se requiere considerar seriamente el futuro, en especial cuando dicho cambio supone esfuerzos adicio-

nales, vencer resistencias e inercias y crear algunos traumas. Pero en muchos casos es el camino a seguir a menos de incrementar y agudizar los problemas del presente y de llegar a un punto crítico en que los cambios vienen forzados, se imponen con poca eficiencia y suelen ser traumáticos.

La gestión de los acuíferos costeros tiene aspectos técnicos y aspectos sociales, ambos ligados. Esto se traduce en medidas estructurales en las que se trata de mantener la explotación o incluso incrementarla y medidas no estructurales en las que se trata de reducir las extracciones por disuasión o incentivándolas. En lo que sigue, primero se tratan las medidas estructurales.

7.2 Conocimiento y modelos conceptuales de flujo y de intrusión marina

En la fase inicial de los trabajos de caracterización de la intrusión marina, conforme a los criterios de la DMA, se ha definido en muchos casos el modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico de los acuíferos costeros de la franja litoral a partir de la información hidrológica, geológica e hidrogeológica obtenida de los estudios clásicos y de las series históricas procedentes de las redes de observación del estado cuantitativo

y químico de las aguas subterráneas, con el objetivo de caracterizar las condiciones de contorno del flujo subterráneo y su relación con los procesos de intrusión salina (Figura 7.2.1). El tratamiento de esta información se apoya actualmente en las herramientas que ofrecen los sistemas de información geográfica (SIG) integrados actualmente en los sistemas de información hidrológica de numerosas áreas.

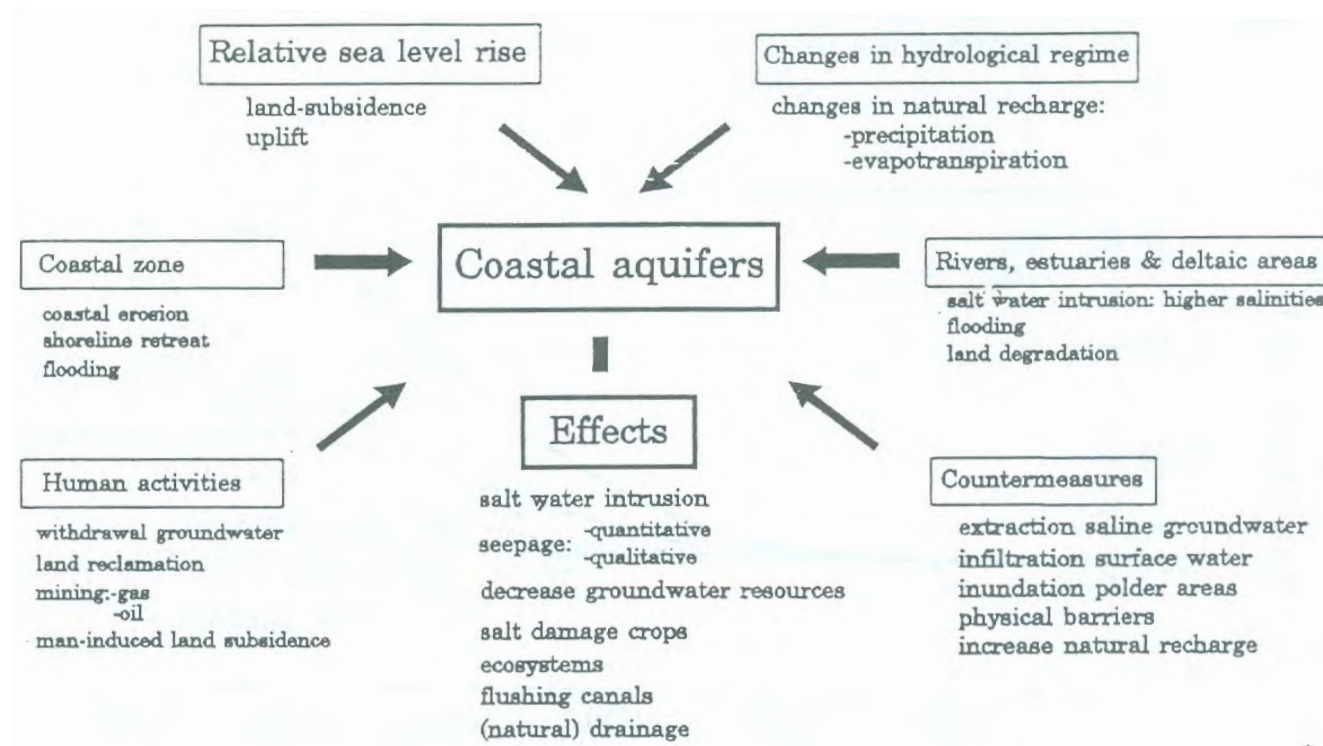


Figura 7.2.1 Acciones y efectos relativos a los acuíferos costeros

La gestión de los acuíferos costeros es un objetivo planteado desde hace décadas en los acuíferos costeros holandeses y belgas, en los de California e Israel y algunos otros acuíferos europeos, como sucede en el delta del Llobregat (Custodio, 2012a; Custodio et al., 1982) y más recientemente en diversos acuíferos costeros australianos (Werner et al., 2005). En pequeñas islas se presenta un lentejón de agua dulce flotan-

do sobre agua salada, con una franja de mezcla más o menos desarrollada, que requiere consideraciones especiales de gestión, ya que algunos de esos lentejones son muy frágiles y variables espacial y temporalmente (White y Falkland, 2010). También las paleoaguas costeras dulces son objeto de gestión (Kooi y Groen, 2001; Custodio et al., 2001).

Para optimizar bajo distintos puntos de vista la explotación de un acuífero costero y elaborar soportes a la toma de decisión, se han elaborado modelos, de los que en la Sección 6.8 del Capítulo 6 se mencionan algunos de los que se han propuesto en diferentes épocas. Algunos otros ejemplos de estos modelos son los presentados por Willis y Finney (1988), Hong et al. (2004), Mantoglou (2003), Mantoglou et al. (2003), Reinelt, 2005; Mantoglou y Papantoniou (2008). Las diferentes capas superpuestas en un sistema acuífero costero, con alternancia de acuíferos y acuitardos, requiere gestiones diferenciadas para cada nivel (Nativ y Weisbrod, 1994).

La gestión a realizar en un acuífero costero busca el mejor uso de los recursos de agua disponibles, que además de los subterráneos pueden ser los superficiales locales o importados, el agua regenerada y el agua desalinizada, en un conjunto que puede contener

elementos de almacenamiento, como son la reserva del propio sistema acuífero, los embalses de superficie y las balsas. Esto es modelable (Emch y Yeh, 1988; Moreaux y Reynaud, 2004; Ortuño et al, 2011), pero debe tenerse en cuenta la respuesta no lineal y diferida de la intrusión marina. Esto supone un detalle que es difícil de incorporar en un modelo general. Es algo que aún requiere investigación. El uso de modelos de gestión de recursos de agua tipo Aquatool (Andreu et al., 1996) es sencillo para sistemas lineales, pero hay poca experiencia de aplicación a sistemas que contengan acuíferos costeros susceptibles de intrusión marina.

En general, los modelos de gestión no incorporan los aspectos medioambientales más que como algunas restricciones sencillas que no se fundamentan suficientemente en los procesos ecológicos y en los servicios derivados, como se comenta en el Capítulo 4.

7.3 Actuaciones de observación y control

Como en cualquier estudio de aguas subterráneas, la base experimental necesaria parte de los datos que proporcionan las redes de observación de niveles y de composición química y fisicoquímica que tienen en cuenta la dimensión vertical y que sean adecuadas para este propósito. Esto es especialmente importante en los acuíferos costeros ya que contienen un fluido no homogéneo y donde el detalle hidrogeológico es importante para conocer las variaciones espaciales y temporales (Cheng y Ouazar, 2004). Además, la observación debe incluir al agua marina, a las aguas superficiales en relación y a los caudales extraídos o drenados.

En España, conforme a las Directivas europeas (DMA y DAS), la red de control piezométrico debe suministrar la información acerca del nivel de las aguas subterráneas para el seguimiento del estado cuantitativo, mientras que las redes de calidad y de observación de la intrusión marina han de proporcionar información sobre los parámetros físico-químicos y, en particular, sobre la conductividad eléctrica y la concentración en cloruros de las aguas subterráneas, como parámetros indicadores del proceso de intrusión marina. A partir de esta información se puede analizar la evolución espacial y temporal de los valores obtenidos en cada punto de control y el grado de correlación existente entre los pares de valores comparables para una misma fecha a lo largo de las series registradas en los puntos de control del estado cuantitativo y químico de las masas

de agua subterránea.

La gestión de un acuífero costero requiere no sólo la observación de los niveles piezométricos, sino también de la posición del agua salina en la vertical. Esta última determinación es mucho más importante que la primera. Para ello hace falta no sólo puntos de observación profundos, bien aislados cuando atraviesan los acuitardos y bien contruidos, sino también dispositivos para la medida de la salinidad y para muestreo. Es costoso y no trivial. Por otro lado, dado el carácter no lineal de la contaminación marina y la gran influencia de las variables características del acuífero, la red debe ser relativamente densa a lo largo de la costa. De otra manera las observaciones pueden carecer de valor y no ser eficaces para el control y gestión deseados.

Con frecuencia se requiere disponer de puntos de observación para medir niveles y tomar muestras de agua que den acceso separado a varias profundidades en una misma localidad o bien con un enjambre de piezómetros instalados en una misma perforación o en varios sondeos en un entorno pequeño. Los primeros puntos de observación de este tipo se instalaron en el Delta del Llobregat a partir de la mitad de la década de 1960 y luego, con más detalle y más depurada construcción, en el acuífero costero de Doñana (que no se considera en este informe) y más recientemente en el Delta del Andarax (Figura 7.2.2).

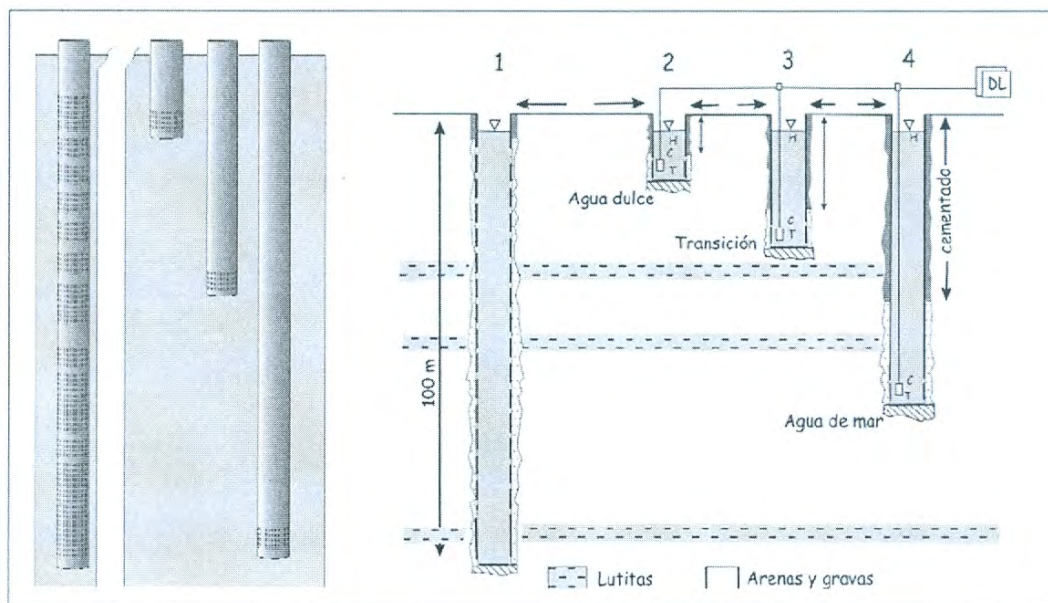


Figura 7.2.2 Agrupaciones de piezómetros construidos en el Delta del Andarax (Rodríguez Estrella y Pulido-Bosch, 2009)

Para avanzar en las posibilidades de conocimiento y control de la intrusión marina en acuíferos costeros, utilizando métodos geofísicos de instalación permanente y con transmisión automática de datos, se ha desarrollado el proyecto europeo del 6º Programa Marco ALERT (Automated Time-Lapse Electrical Resistivity Tomography), concluido en 2007. Estos elementos se han instalado en zanjas o sobre tubos de sondeo (Ogilvy et al., 2009). El método parece más efectivo que el muestreo periódico de pozos. Los objetivos principales el proyecto ALERT fueron (Ogilvy et al., 2007):

- usar sensores en uso o nuevos que puedan ser permanentemente instalados in situ e interrogados mediante un nuevo sistema de telecomunicaciones GMS (*global messaging solutions*), de satélite o por internet, para proporcionar instantáneas del subsuelo a intervalos regulares, de modo que se elimine la necesidad de reconocimientos repetidos

- relacionar medidas geofísicas realizadas periódicamente con las propiedades hidrogeológicas e hidrogeoquímicas y con los procesos
- desarrollar un modelo numérico predictivo que ponga en relación a todos los componentes del conjunto hidrológico: clima, suelo, agua superficial, recarga–descarga de agua subterránea e intrusión–extrusión de agua marina
- desarrollar nuevas técnicas de fusión de datos, análisis de riesgo y herramientas de soporte a la decisión dentro de una base de datos SIG (GIS) por internet para la gestión sustentable de los recursos de agua.

La Figura 7.2.3 muestra el esquema conceptual del proyecto ALERT.

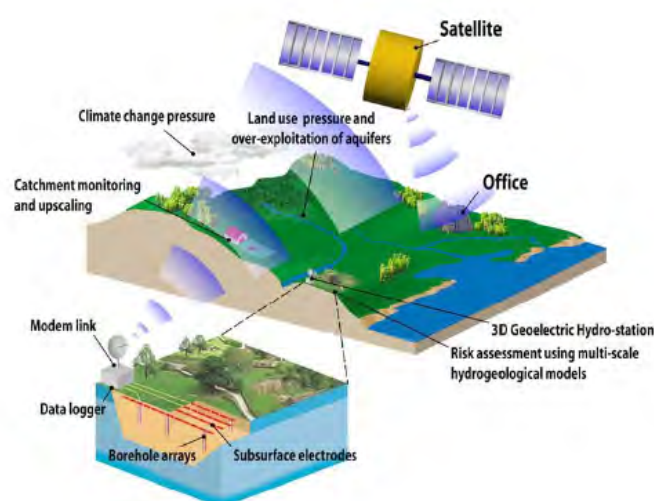


Figura 7.2.3 Esquema conceptual del proyecto ALERT (Ogilvy et al., 2009; Tsourios et al., 2006). Se muestra las alineaciones ERT (tomografía eléctrico–resistiva) y la transmisión remota de datos.

Dentro de un proyecto en curso en el acuífero costero de la Riera d'Argenton (Barcelona) del Grupo de Hidrología Subterránea de la UPC-CSIC, se están desarrollando mediciones automáticas de temperatura mediante fibra

óptica a lo largo de los piezómetros. Se trata de registrar los eventos de recarga y desplazamiento de la interfaz (Laura del Val y Albert Folch, com. personal 2017).

7.4 Recuperación de la descarga de agua dulce al mar

Si como consecuencia de una extracción de un caudal Q del acuífero costero, con la consecuente reducción en la misma cantidad del flujo al mar, la interfaz avanza tierra adentro (Figura 7.4.1), se produce una disminución en las reservas del acuífero cuyo volumen es igual

al existente entre la posición inicial y final de equilibrio de la interfaz. Esta es la llamada **reserva de una vez** (usable una vez), porque equivale a una reducción del volumen las reservas iniciales de agua dulce en el acuífero.

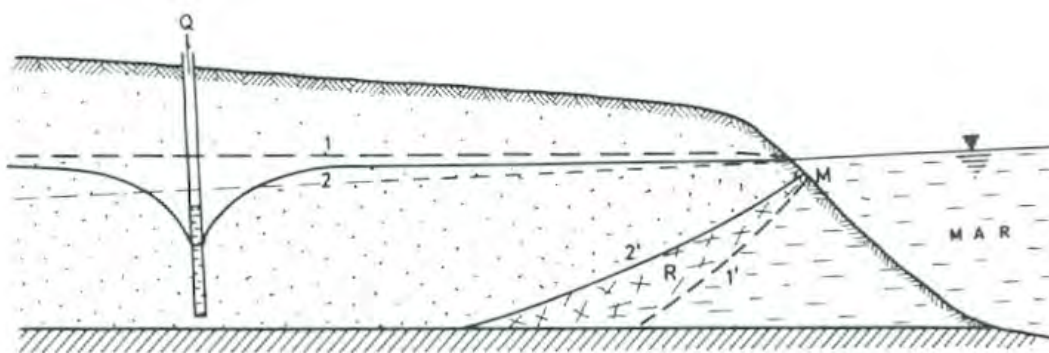


Figura 7.4.1 Reserva de agua dulce una vez.

Se puede tratar de captar la descarga de agua dulce (en realidad salobre) al mar, una vez ha cumplido su función de mantener la posición de la interfaz, mediante colectores horizontales someros a lo largo de la costa (Figura

7.4.2), aunque es una tarea compleja si se quiere que la salinidad del agua recuperada sea moderada (Shechter y Schwartz, 1970).

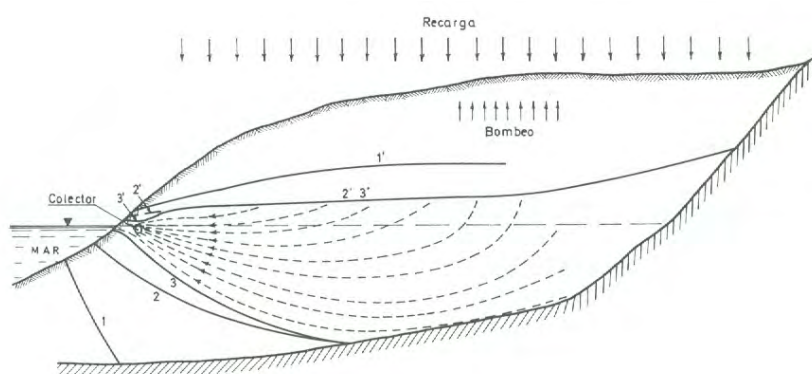


Figura 7.4.2 Colectores costeros someros para captar la descarga de agua continental al mar.

El avance de la interfaz es muy lento, del orden de la velocidad del agua subterránea. Todo ese volumen se consume en descarga de agua dulce al mar. Se puede tratar de recuperar parte de esa agua mediante la construcción de captaciones temporales cerca de la costa, que se deberán ir abandonando a medida que la interfaz ascienda. También se puede actuar incre-

mentando temporalmente el bombeo lejos de la costa, incluso deprimiendo fuertemente el nivel del agua subterránea; estos bombeos deben cesar cuando se haya extraído un exceso de agua equivalente a la parte recuperable de esa reserva de una vez. Debe controlarse el avance de la interfaz con una red adecuada de piezómetros de observación.

En la práctica, no es recuperable toda la reserva de una vez ya que al iniciarse el bombeo el flujo de agua dulce hacia el mar sobre el pie de la cuña salina se reduce en la cantidad bombeada, mientras que en la misma costa casi no ha podido variar la posición del nivel piezométrico y de la interfaz al conservarse la forma de los cuerpos de agua por su lento movimiento. Esto supone un vertido al mar en los primeros tiempos de una cantidad de agua igual a la inicial. La diferencia entre este volumen vertido y el volumen que circula hacia el mar desde el interior es compensado consumiendo agua de la reserva de una vez. Al irse desplazando la interfaz hacia la nueva posición de equilibrio, se requiere tomar menos agua de esa reserva desde la costa hacia el interior. La parte de agua dulce bajo el mar es irre recuperable desde el continente, aunque cabe captarla mar adentro, pero es difícil y costoso.

El movimiento de la interfaz tierra adentro expande la zona de mezcla, la cual junto con el menor arrastre de sales a lo largo de la misma por su mayor longitud y menor flujo de agua, origina una contaminación salina de parte de la reserva de una vez.

La explotación de acuíferos costeros semiconfinados puede originar una entrada de agua salina a través de los niveles semipermeables, combinada con el desplazamiento del agua dulce dentro del acuífero. El desplazamiento del agua salada por los niveles semiconfinados es muy lento y permite explotar el acuífero con niveles por debajo del nivel del mar durante un largo tiempo sin que se produzca contaminación salina apreciable.

7.5 Captación de agua subterránea en acuíferos costeros

La captación de agua subterránea en acuíferos costeros no difiere esencialmente de la empleada en general, aunque tiene peculiaridades, que están en relación con la existencia o riesgo de salinización. El diseño está condicionado por un buen conocimiento local de la estratigrafía y heterogeneidades y por la existencia real o esperable de cuerpos de agua salada o salobre en profundidad. Esto puede aconsejar reducir la profundidad. En caso de haber penetrado niveles salinos, debe procederse a su eficaz aislamiento o a cementar la parte inferior de la perforación. Las formaciones e intercalaciones de baja permeabilidad juegan un papel muy importante para evitar ascensos salinos, amortiguarlos o retrasarlos. Por eso hay que mantener su continuidad, evitando perforarlos o, si hay que hacerlo, instalando buenos sellos en los mismos. Si estas precauciones no se tienen en cuenta, no sólo se pueden crear problemas de salinidad en la propia captación sino también en otras y perjudicar permanentemente al acuífero. Un caso paradigmático fue el del Delta de Besòs, en Barcelona.

Además existe un riesgo elevado de corrosión en ambiente salino, que puede concentrarse en acuitardos con agua salina, aunque estén cementados. No es fácil evitar la corrosión en ambiente salino, aun con protección catódica activa o pasiva de las partes metálicas de las entubaciones, rejillas y otros componentes. Por esta razón se prefiere en lo posible el uso de materia-

les de difícil corrosión, al menos en las partes más delicadas, como las rejillas. Se puede emplear acero inoxidable, aunque el más común no es el más adecuado en presencia de altas concentraciones de ion cloruro. El PVC de alta resistencia es un material muy apropiado para resistir a la corrosión salina pero puede fallar si está sometido a esfuerzos concentrados, como en el caso en que la bomba apoye sobre el entubado por defectuosa instalación o falta de verticalidad de la perforación; el PVC puede presentar problemas iniciales si el entubado no entra limpiamente en la perforación y hay que golpearlo, ya que puede romperse y disgregarse. En las décadas de 1970 y 1980 se promocionaron los tubos de fibra de vidrio-resina epoxi, que son muy resistentes a la corrosión y menos frágiles que el PVC, pero su utilización ha decaído mucho.

En los acuíferos costeros, los defectos de construcción de los pozos y sondeos producen un riesgo adicional de salinización si crean vías de penetración del agua salina por cementaciones inapropiadas o por su falta, al poner en comunicación subacuíferos a distinta profundidad o por fallos en el aislamiento, de origen o por corrosión. Esto se esquematiza en la Figura 7.5.1. También se puede producir contaminación salina si existen discontinuidades geológicas próximas no detectadas o no consideradas, en especial cuando la depresión de bombeo facilita el acceso de agua salina profunda (Figura 7.5.2).

Figura 7.5.1 Contaminación de pozos por agua salada a través de pozos mal construidos, no entubados o con fallos. Se crea un paso para el flujo de agua entre acuíferos de salinidad diferente. Figura izquierda: pozo correctamente construido en un único acuífero. Se puede producir contaminación del acuífero intermedio por ascenso de agua salina del acuífero profundo a través pozos mal entubados o corroídos (Baslow y Reichard, 2010).

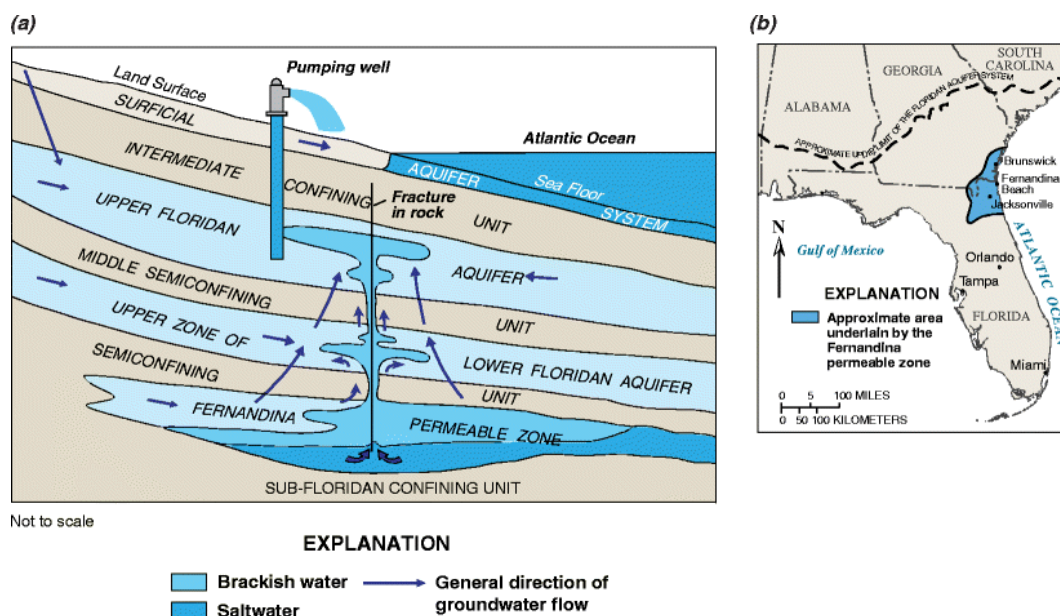
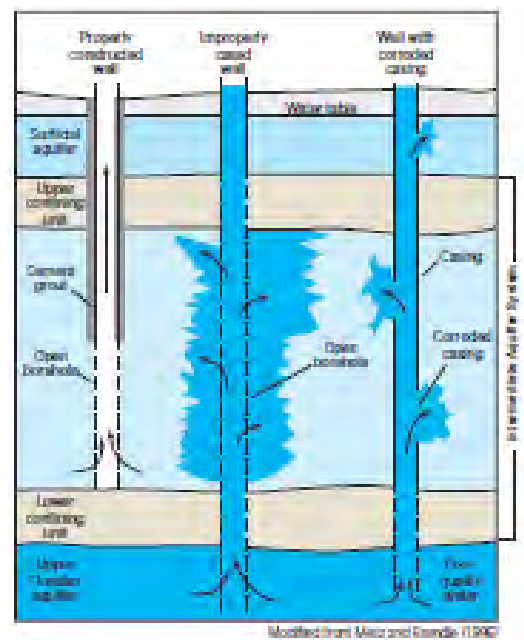


Figura 7.5.2 Esquema simplificado de la penetración de agua salina a lo largo de fracturas fallas y rasgos de colapso por disolución que rompen la continuidad de estratos de baja permeabilidad. El ascenso se induce por el descenso del nivel por bombeos en los acuíferos superiores. Según Baslow y Reichard (2010), inspirado en situaciones del acuífero de La Florida, en el SE de Georgia y NE de La Florida.

Con numerosos pozos o drenes muy poco penetrantes (*skimming wells*) es posible captar agua dulce sobre agua salada con riesgo moderado de salinización (Shani, 1973a; 1973b). Si se hace una vez que la descarga de agua dulce ha realizado su acción de limitar la penetración de la cuña salina, es posible recuperar parte de esa agua, aunque no sin un cierto grado de salinización.

En situaciones en que existe agua dulce sobre agua salada, la explotación de un pozo que penetre ambos niveles supone extraer agua salina mezclada. La explotación de un pozo corto que sólo llegue al agua dulce conlleva la formación de un cono salino. Puede evitarse el ascenso del agua salada disminuyendo su potencial hidráulico. Ello puede hacerse operando dos pozos próximos, uno abierto en el agua dulce y otro en el agua salada.

También puede hacerse colocando dos bombas en un mismo pozo que penetra todo el acuífero, la inferior para extraer el agua salobre o salada que penetra por la parte profunda. El sistema es caro de instalación y requiere un sistema costoso para evacuar al mar el agua salada o salobre sin que se infiltre o perjudique otras actividades. Además, el control y regulación de los dos bombeos es delicado, pues un exceso de extracción en la bomba inferior puede originar un consumo de agua dulce y una extracción a caudal insuficiente no evita la salinización del agua dulce extraída. El caudal de ambas bombas debe establecerse de modo que la divisoria de las aguas que van a cada pozo esté por encima de la interfaz entre el agua dulce y el agua salada en el acuífero (Shani, 1973a). La Figura 7.5.2 muestra dos posibles disposiciones. Es una operación difícil y poco estable, resuelta

en teoría pero con raras aplicaciones prácticas. Se puede mejorar mucho la estabilidad con dos pozos próximos, uno abierto en el agua dulce y el otro abierto en el agua salada, con la parte superior cementada para aislarla. Pero en este caso no se conoce la posición de la interfaz y la regulación de los caudales de las bombas debe hacerse observando cambios en la salinidad de las aguas extraídas, lo que supone retrasos y momentos de salinidad elevada del agua dulce y de pérdida de agua dulce mezclada con el agua salada. Hay algunas propuestas de realización de este tipo de captaciones, a las que en la literatura anglosajona se les llama *scavenger wells*, y sobre su cálculo (Wollanski y Wooding, 1973; Beeson et al., 1992; Shearer y van Wonderen, 1992; Stoner y Bakiewicz, 1992; Williams y Price, 1992; Alliewi et al., 2001).

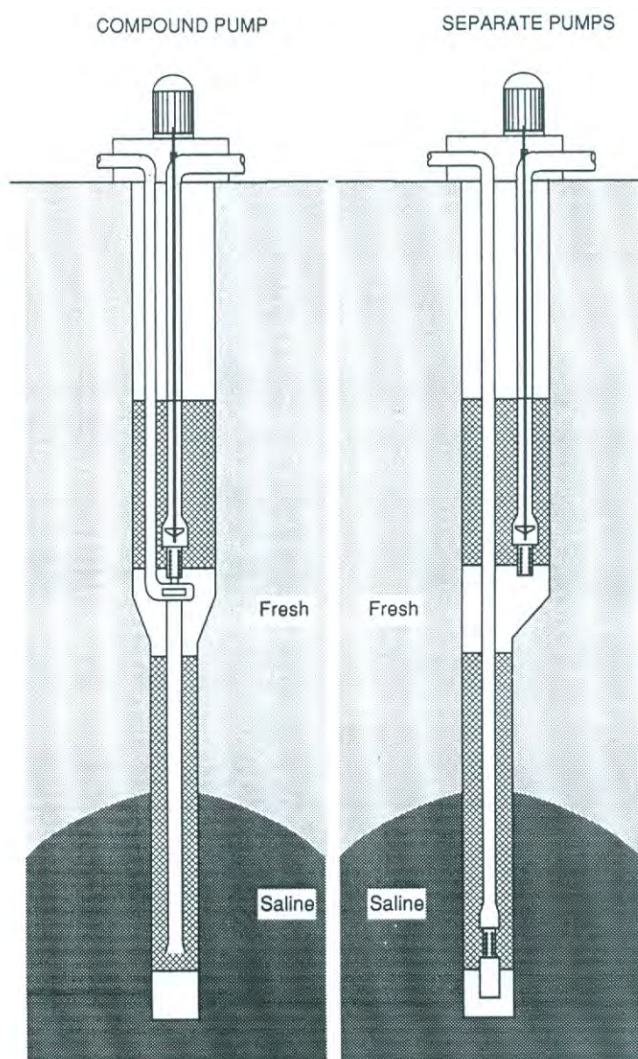


Figura 7.5.3 Dispositivos para evitar la salinización del agua de un acuífero inferior mediante la extracción del agua salina profunda y su evacuación (Shani, 1973a).

7.6 Captación de agua de manantiales kársticos costeros

En el caso de manantiales en formaciones kársticas costeras, la captación es más fácil cuando el manantial surge en las proximidades de la costa y por encima del nivel mar. Es muy difícil cuando la surgencia de agua es submarina. Hay manantiales que surgen a cierta distancia de la costa y a altitud algo mayor que la del mar que pueden aportar agua de cierta salinidad variable, como se expone en el Apartado 2.5.6 del Capítulo 2. Los intentos de captación de agua surgida bajo en nivel

del mar pueden producir agua salobre e incluso dulce, pero con un caudal mucho menor que el del manantial; en cuanto se intenta captar una fracción significativa, el agua obtenida es salobre o salada. La roca suele estar notablemente fracturada y karstificada, con lo que los intentos de sobre elevación del nivel del agua mediante cierres y barreras pueden ser poco o nada efectivos por fugas.

Figura 7.6.1 Captación de una descarga costera de agua dulce mediante una presa de hormigón hasta la roca sana que la aísla del mar (Mar Adriático, en Croacia). Se mantiene un nivel positivo en el embalse.



Se ha considerado la construcción de presas en otros lugares para separar la descarga del agua marina y aumentar algo el nivel de agua dulce (Biondic et al., 2004; Maramathas, 2006), como en Aurisina (Italia) y Anavalos–Kivery (lado E del Peloponeso, Grecia); en este último lugar, la salinidad depende en gran manera de la precipitación invernal (Timiakos et al., 2004). En los manantiales costeros de Bilan, Mali Vodovar y Veliki Vodobar, en el karst de Croacia, se ha considerado una presa y una galería colectora (Biondic et al., 2004). También se ha considerado la excavación de fosas y zanjías. En el manantial de Malavra, en el NE de Creta, para captar un caudal máximo explotable en verano de 400 L/s y una salinidad de 0,45 a 0,5 g/l Cl estable, se diseñó una barrera de cemento en el curso del río de descarga. En Poros, en la Isla de griega de Cefalonia, se diseñó un depósito impermeable para recolectar diversos manantiales submarinos. La construcción de pantallas de cemento ha sido considerada en los manantiales de Bali (Grecia) para taponar una estavela (caverna en un karst con descargas intensas de agua ocasionales y seca el resto del tiempo) por la que penetra agua marina. En el manantial Robinzon (Croacia), a 170 de la costa y descargando 165 a 2000 L/s, se ha considerado la posibilidad de construir una pantalla. Se ha tratado de disminuir la salinidad en el manantial de

Zrnovnica (Croacia) mediante una cortina impermeable, con resultado favorable, pero no total ya que se requería una cortina más profunda (hasta 100 m) y optimizar la toma mediante un vertedero y limitación del agua captada según el momento.

Existen intentos de captar las aguas que salen por manantiales tierra adentro, accediendo mediante un pozo que intercepte el flujo, pero es en general difícil. En La Falconera (Barcelona), en el Macizo de Garraf, según se comenta en Apartado 3.2.4 del Capítulo 3, a principios del siglo XX se creó una empresa que sufragó los costes de construcción de galerías de drenaje y una galería con pozo de acceso [JSR]; es posible que se trate de mejoras de algo ya iniciado en tiempos romanos (Biondic et al., 2004) y retomado a finales de siglo XIX como una iniciativa empresarial para complementar el abastecimiento a Barcelona (Güell i Bacigalupi, 1899; Aymamí i Domingo, 2007). En otros casos se accede mediante un túnel inclinado. El manantial de Almiros, en Creta, surge a 1 km de la costa, con un caudal que en primavera puede alcanzar 40 m³/s, pero que en estiaje se reduce a 2 a 3 m³/s con 4 a 5 g/L Cl. Se ha considerado la posible elevación del punto de descarga y también la captación mediante una galería inclinada (Monopolis et al., 2004), como muestra la Figura 7.6.2.

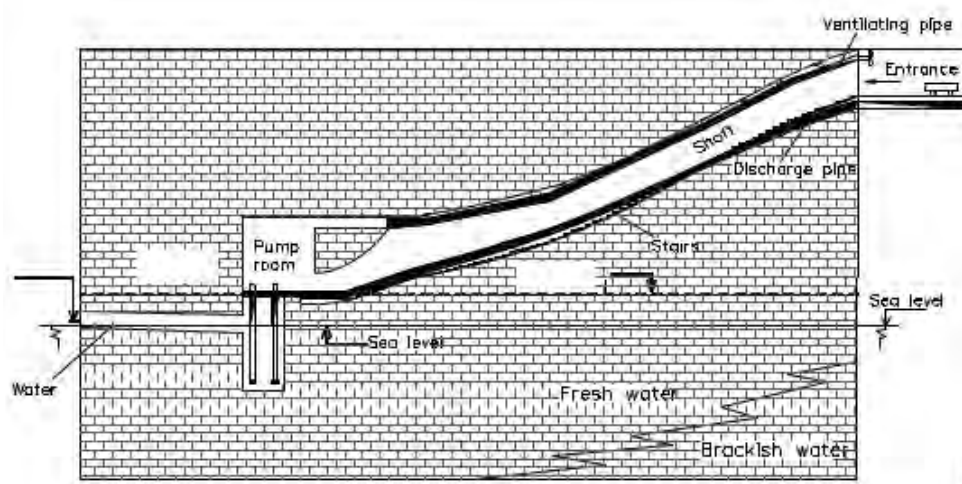


Figura 7.6.2 Corte de la galería subterránea para capturar el agua dulce que descarga por el manantial kárstico costero de Almiros, Heraklion, Creta.

En general, al captar una parte significativa del caudal se produce salinización. Por esta razón, en el manantial de Port Miou, en Cassis, cerca de Marsella, se optó por la construcción en el interior del conducto de una presa subterránea, accediendo el personal y los materiales al lugar de construcción por un pozo vertical cuidadosamente ubicado (Figura 7.6.3). Se trata de sobre elevar el nivel del agua y almacenar agua dulce (Potié y Tardieu, 2004).

Se consiguió el almacenamiento, en especial después de una segunda presa construida en 1976–1978, pero parcialmente ya que había otros conductos de salida. El agua que se captaba resultaba excesivamente salina, entre 3,5 y un máximo de 7,5 g/L Cl si el caudal era una fracción significativa del total de descarga, que está entre 3 y 45 m³/s. En el manantial próximo de Bestouan se ha construido una galería de acceso.

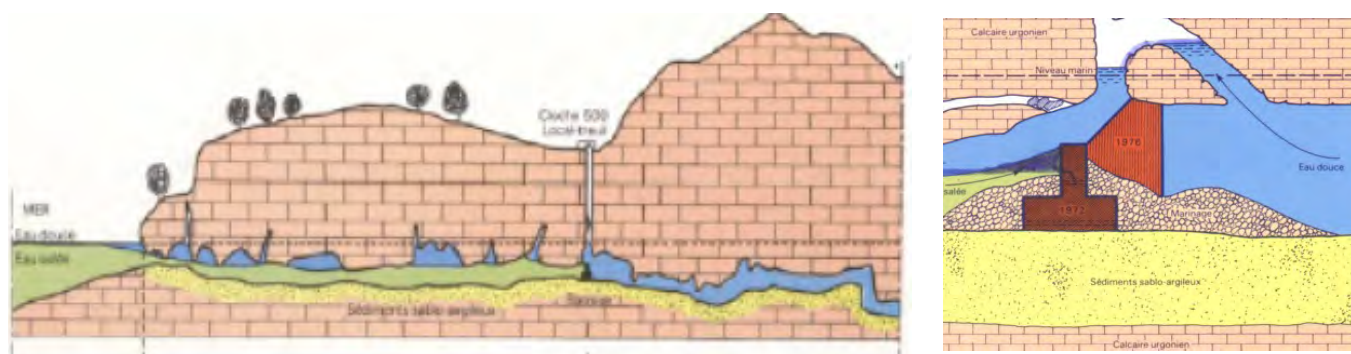
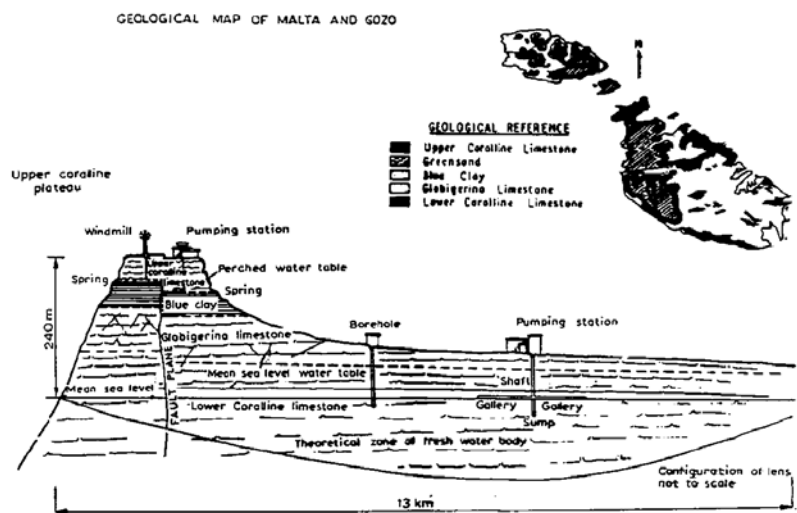


Figura 7.6.3 Manantial submarino con descarga en la costa de Port Miou, en Cassis, cerca de Marsella. La figura superior muestra la ubicación de la cámara elegida para construir la presa subterránea y el pozo para el acceso de personal y material. La figura inferior muestra la sección de la presa con su construcción, en dos etapas. No se cierra la sección del conducto kárstico para dejar pasar las crecidas. Los desagües de fondo son para evacuar la ocasional agua salina que pueda quedar dentro del tramo tras la represa.

En la isla de Malta, en la que existe un cuerpo de agua dulce flotando sobre agua marina en toda la isla, durante el dominio inglés, a finales del siglo XIX y principios de siglo XX, se construyeron pozos de gran diámetro hasta penetrar ligeramente bajo el nivel del mar, de los que partían galerías horizontales con la solera sólo ligeramente por debajo del nivel del mar (Figura 7.6.4). Eso

permitía captar el agua dulce con muy pequeño descenso y por lo tanto limitando la salinización por ascenso salino; para adaptarse a las variaciones en la recarga, en las galerías se tenían vertederos de altura variable mediante listones, para reducir la captación en estiaje y evitar una salinización excesiva.

Figura 7.6.4 Sección W-E de la isla de Malta que muestra uno de los pozos de captación de agua dulce de la parte superior del nivel saturado insular.



Se han realizado numerosos intentos de captación de surgencias en el fondo submarino. Gran parte de ellas se han hecho en el golfo de Taranto, en Apulia, S de

Italia, ideando dispositivos instalados en el fondo marino, como muestran las Figuras 7.6.5 y 7.6.6.

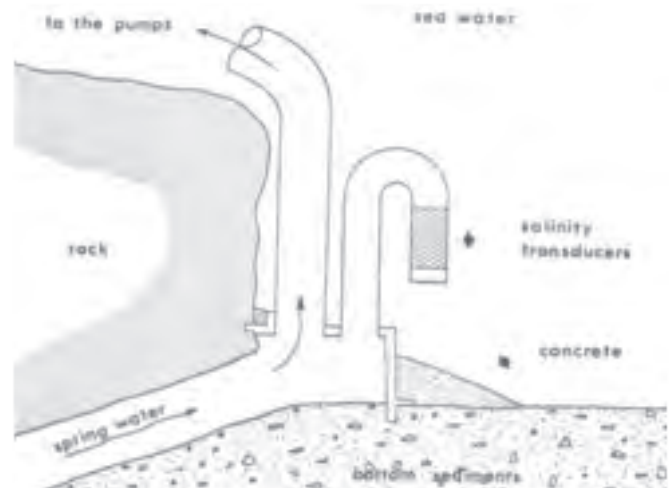
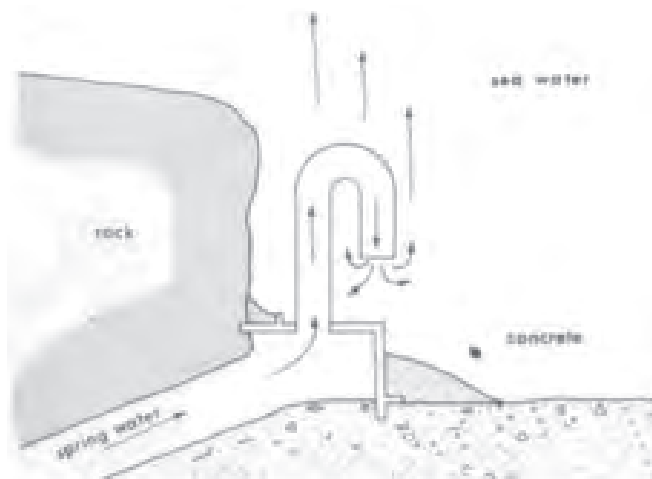
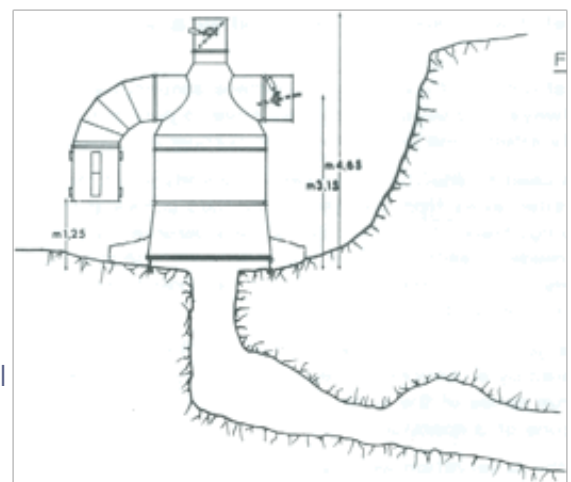


Figura 7.6.5 Esquema de una estructura de captación a modo de sifón sobre el fondo del mar y cerrada sobre el mismo. Figura izquierda, con descarga al mar. Figura derecha, con la adición de una tubería que permite la explotación del agua. La posición de la interfaz se controla mediante transductores de salinidad situados en la parte descendente externa del sifón.

Figura 7.6.6 Campana de cobertura sobre el fondo del manantal de Citrello (Apulia), que permite evitar la contaminación salina en la boca del manantal y una conexión fácil con la instalación de explotación mediante válvulas de mariposa. Así se puede formar una interfaz dentro del sifón entre el agua que surge y el agua del mar en el momento en que la descarga natural del manantal es igual al caudal de agua que se extrae de la campana (Stefanon, 1973, en Cottechia, 1981).



7.7 Aspectos técnicos estructurales y semiestructurales de gestión de los acuíferos costeros

7.7.1 Consideraciones generales

El control de la intrusión marina requiere mantener la estratificación natural allí donde es esencial y restituirla allí donde se ha deteriorado por perforaciones inadecuadas o mal mantenidas. No es tarea sencilla y puede ser costosa. A veces no es posible cuando se trata de obras antiguas.

Los diferentes métodos de control de la intrusión marina ya fueron definidos en la década de 1960 en el área de Los Angeles (California). Se recogen en Custodio y Llamas (1976), Custodio y Bruggeman (1987) y FAO (1997). En California se han realizado las actividades más importantes y las que reúnen mayor experiencia a nivel mundial (Bray y Yeh, 2008; Luyun et al., 2011). Van desde la reducción y reubicación de extracciones (tanto en cuanto al lugar como en cuanto al acuífero explotado) hasta las de modificación del funcionamiento hidrodinámico, como la operación de barreras de inyección de agua dulce (del lugar, importada o residual tratada) a las profundidades apropiadas, o las de extracción de agua salada para reducir el potencial hídrico de ese cuerpo de agua. Los métodos son diversos (Cummings y McFarland, 1974). Pueden estar apoyados por una modelación que permita escoger el más apropiado (Tsanis y Song, 2001). En los acuíferos costeros es importante conocer la existencia de los varios niveles permeables en profundidad para evaluar y controlar el riesgo de salinización (Field y Critchley, 1993).

Las propuestas alternativas de gestión de acuíferos costeros, elaboradas en la década de 1980 (Mercado, 1988), apoyándose en la experiencia en Israel, son predominantemente estructurales y no consideran el papel ecológico de la descarga de agua subterránea en el mar litoral:

- a) Incrementar el bombeo permitiendo una mayor penetración de la cuña salina, reubicando si es preciso captaciones. No se reduce completamente el flujo de agua dulce al mar, aunque pueden colocarse colectores costeros temporales para captar una porción, aunque con cierto grado de salinización.
- b) Establecer barreras de inyección costeras con agua local regenerada o importada, manteniendo así una descarga de agua dulce al mar.

- c) Establecer depresiones de bombeo, combinadas o no con barreras de inyección, dejando fluir cierta cantidad de agua dulce al mar o a los pozos de extracción de agua salada.
- d) Establecer barreras físicas, aunque este procedimiento parece técnica y económicamente inviable en muchos casos.
- e) Recarga artificial de agua importada o de reutilización, con diferentes esquemas de recarga y bombeo.
- f) Permitir una profunda intrusión marina, extrayendo el agua dulce con numerosas captaciones de escasa profundidad y pequeño caudal. Se consigue reducir mucho el vertido de agua dulce al mar y es posible, con un esquema adecuado de explotación, minar gran parte del almacenamiento de agua dulce. Se pierde gran capacidad de regulación y el acuífero no soporta incrementos temporales de la explotación en épocas secas o de gran demanda sin que se produzcan prontas salinizaciones.
- g) Combinaciones de los anteriores esquemas.

En todo análisis de alternativas de gestión es preciso considerar, no sólo la cantidad de agua disponible, sino su calidad y su evolución con el tiempo, ya que toda reducción de flujo al mar implica modificación del balance de sales, con progresivo incremento de la salinidad hasta un cierto valor. Su consideración es especialmente importante cuando existe recarga con aguas residuales o excedentes de riego o es de esperar una gran dispersión en la zona de mezcla.

Las acciones de gestión de los acuíferos costeros en el continente y en islas, en lo que respecta a la salinización por intrusión marina, tiene aspectos muy diversos, que dependen no sólo de las circunstancias hidrogeológicas y de disponibilidad de agua natural, desalinizada o regenerada, sino también de la economía y condicionantes sociales locales. Koussis et al. (2003) comentan diversos casos:

- En el acuífero aluvial de 40 km² de Aktotiri, cerca de Limasol, en el S de Chipre, del que se extraen 10 hm³/a, se propuso reducir de las extracciones y recarga artificial mediante áreas de extensión, de agua importada de otras cuencas o regeneradas

- En la Franja de Gaza (entonces administrada por Israel), donde había 3000 pozos y una extracción de 280 hm³/a, para poder llegar a disponer de 350–400 hm³/a se propuso reutilizar hasta el 70% del agua residual, reducir las pérdidas por evaporación y destinar el agua subterránea sólo para la bebida
- En Holanda se propuso reducir las extracciones de agua subterránea e incrementar la recarga con agua fluvial tras su infiltración en el terreno y recuperar 5 hm³/a para ser inyectada en profundidad; con 5 hm³/a de recarga y 12 hm³/a de extracción a 50–100 m de profundidad, se pueden evitar los conos salinos ascensionales en las condiciones hidrogeológicas locales al mantener el valor apropiado de descarga al mar
- En el Condado de Orange, California, la cuña salina penetraba hasta 8 km aprovechando un paleo-cauce, lo que obligó al abandono de pozos. En 1978 se recargaban 75.000 m³/d de agua residual con tratamiento terciario y 38.000 m³/d de agua natural dulce; la captación de agua del acuífero se hacía aguas abajo con pozos someros (desnatadores, “skimming”) y se consideraba la posibilidad de desalobrarla
- En La Florida existen 2 millones de pozos sépticos, 20.000 pozos para evacuar–recargar aguas de tormenta, agua residual tratada y aguas de refrigeración y 6000 balsas para recuperar el agua drenada de las minas de fosfatos
- En Hawaii se ha optado por el control de la intrusión marina mediante gestión

7.7.2 Métodos estructurales o semiestructurales de prevención y control de la intrusión marina: recarga artificial y bombeo de agua salobre

Suponiendo una adecuada distribución de las captaciones, puede compensarse el exceso de extracción de agua subterránea mediante recarga artificial en los lugares apropiados. El proceso tiene como inconvenientes:

- a) Hay que disponer de agua barata para ser recargada
- b) La recarga es cara
- c) No siempre es posible realizar la recarga de la forma deseada
- d) No se reduce la salida de agua dulce al mar.
- e) Al tener niveles del agua subterránea más altos, puede reducirse la capacidad del acuífero para acoger la recarga natural de aguas de tormenta o avenidas fluviales, ya que estas pueden ser rechazadas (acuífero con el nivel freático hasta la superficie del terreno) o descargadas de nuevo de forma relativamente rápida.

Si se dispone de agua para ser recargada artificialmente, ésta es de calidad adecuada y se recibe con un caudal estable, en general es más fácil y barato distribuir esa agua directamente y reducir las extracciones del acuífero. Puede ser conveniente la recarga cuando el agua disponible deba ser tratada y este tratamiento se pueda efectuar económicamente por infiltración en el terreno o cuando el agua disponible deba ser regulada y esta regulación se pueda conseguir económicamente por almacenamiento en el terreno

El agua de recarga puede proceder de:

- Retención de aguas de avenidas en ríos y torrentes; se requiere un sistema que permita infiltrarlas rápidamente (recarga por extensión)
- Agua traída por canal desde otras cuencas u otros puntos de la cuenca; sólo es apta para recarga la diferencia entre el caudal máximo y la demanda; la recarga se puede hacer por pozos o mediante balsas o por extensión
- Aguas residuales tratadas si estas tienen calidad adecuada.

Un acuífero con agua salobre o salina en condiciones de escaso flujo puede usarse como almacén temporal para agua dulce inyectada, la que se recuperaría posteriormente por bombeo (Brown, y Silvey, 1973; Singh y Murty, 1980). Esta recuperación es parcial, pues parte del agua se pierde por mezcla con el agua del acuífero, tanto más cuanto mayor sea la dispersividad hidrodinámica, el tiempo transcurrido y la diferencia de densidades (efecto de extensión por flotación), además de la que el cuerpo de agua inyectada puede haberse desplazado por el gradiente de flujo regional. De ahí que se requiera que el acuífero esté en condiciones naturales casi estáticas, es decir sin casi flujo horizontal. Esto es viable cuando el coste de otra forma de almacenamiento (incluido el transporte) es mucho mayor, adicionalmente se busca una mejora de la calidad del agua por detención en el acuífero (por ejemplo para aguas regeneradas) o se pueden producir pérdidas

importantes por evaporación si el almacenamiento se hace en superficie.

La creación o mantenimiento de áreas de bombeo en lugares determinados afectados por la intrusión marina, puede ser temporalmente efectiva para reducir el efecto de una intrusión marina ya establecida o para proteger otras captaciones más alejadas de la costa (Kooiman et al., 2004; Schuurmans y van der Akker, 1981; van Dam, 1976). La extracción de una parte de agua salada mezclada con agua dulce reduce el potencial del agua salada. Se pierde agua dulce mezclada con el agua salada, lo que es un serio inconveniente para la sustentabilidad y también requiere energía de bombeo. El agua extraída puede tener un uso de refrigeración o en ciertos procesos industriales o para lavados municipales, pero su utilización entraña un incremento de la corrosión y problemas en el tratamiento de las aguas residuales si se vierten al sistema de alcantarillado y consecuentemente afecta a la posible reutilización de esas aguas residuales tratadas. Para evitar estos problemas, se requiere un vertido separado y precau-

ciones para no dañar al medio ambiente ni a parte del acuífero por infiltración.

La creación o mantenimiento de depresiones de bombeo puede estar justificada en casos en que se pretenda reducir una intrusión marina ya existente (reducir el agua salada de la cuña), pero pasado cierto tiempo deben usarse otros métodos de control. Las depresiones de bombeo también pueden estar justificadas cuando sea necesario mantener el balance de sales en el agua dulce si este no se produce por descarga de agua continental o insular al mar.

En algunas áreas costeras sometidas a fuertes bombeos, la progresión de la interfaz ha alcanzado a muchos pozos, que han continuado funcionando, extrayendo agua salada o salobre con fines de refrigeración. Este bombeo provoca una especie de depresión de bombeo de agua salada que protege partes más interiores del acuífero, pero se consume agua dulce que se mezcla con el agua salada en los pozos, la que podría tener una utilización más provechosa.

7.7.3 Métodos estructurales de prevención y control de la intrusión marina: barreras para limitar la intrusión marina

Barreras físicas: Se trata de reducir notablemente la permeabilidad del terreno a lo largo de una línea, afectando a todo el espesor acuífero. Si es a lo largo de la costa, los acuíferos quedan aislados hidráulicamente del mar y por lo tanto no se produce intrusión marina. Esto permite utilizar al máximo los recursos de agua, utilizar al acuífero como embalse regulador o realizar temporalmente minería de agua, si conviene. Los inconvenientes principales son:

- a) Los costes de construcción son en general muy elevados
- b) Pueden ser difíciles de construir
- c) Es difícil que las barreras físicas sean efectivas.
- d) Sólo son viables en acuíferos de escasa profundidad y escasa potencia.
- e) La menor renovación del agua en el acuífero puede llevar a concentraciones elevadas de contaminantes y salinización progresiva.

Aunque cabe esperar que el mantenimiento de las barreras físicas sea barato, puede encarecerse en áreas en que hay seísmos frecuentes o movimientos del terreno, como por la subsidencia ocasionada por la

explotación del agua subterránea o por el progresivo incremento de la presión diferencial entre el lado marino y el continental al descender los niveles de agua dulce

Estas barreras pueden consistir en tablestacados, relleno de zanjas con arcilla, cemento o asfalto, o inyecciones a presión de cemento, bentonita, sustancias bituminosas u otras sustancias químicas.

Otra posibilidad es la reducción de la permeabilidad por contener aire la mayoría de poros. Esto se puede conseguir mediante inyección de aire a presión a lo largo de una línea de pozos (Roberts, 1967). El aire inyectado se difunde y ayuda a mantener la continuidad de la barrera. En este caso hay un coste de operación mucho mayor que el de mantenimiento de las otras barreras físicas.

Se ha propuesto la construcción de barreras físicas numerosas veces, pero no se han llegado a construir por el coste y dificultades o por falta de eficacia o bien no han dado el resultado buscado. Los ejemplos son muy escasos y con pocas referencias.

Barreras hidráulicas: Las barreras hidráulicas requieren un buen planteamiento hidrogeológico que considere la tridimensionalidad del sistema de flujo (Nishikawa *et al.*, 2009), el efecto de posibles masas de agua salina atrapadas tierra adentro de las mismas y su eficiencia en producir los efectos deseados. Se trata de recuperar al máximo una parte del agua inyectada o no perder agua dulce al bombear agua mezcla. Además, hay que solventar problemas operativos de mantenimiento de los pozos –en su caso de canales, como en el caso de las dunas de Harlem, en Amsterdam–, de mantenimiento de la capacidad específica y de evacuación de aguas y residuos. En España se tiene la reciente experiencia del acuífero profundo del Delta del

Llobregat (Niñerola *et al.* 2009; Ortuño *et al.*, 2012a; 2012b), que ha estado en operación desde 2007 hasta 2011 y que va a volver a operar durante 2017. Otra barrera similar está en realización en Amsterdam.

Se trata de modificar los niveles piezométricos a lo largo de una línea paralela a la costa, para poder operar el acuífero con mayores descensos permanentes o temporales, a fin de conseguir una mayor regulación que permita paliar los efectos de sequías o para reducir un determinado estado de intrusión marina. La Figura 7.7.1 muestra distintas formas de barreras.

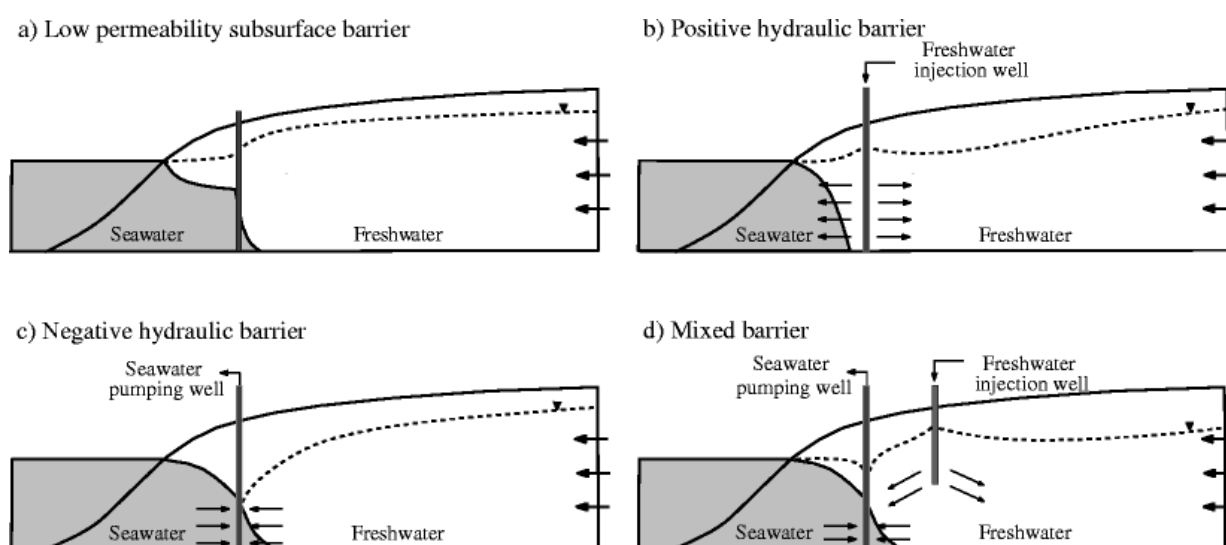


Figura 7.7.1 Distintas formas de barreras (Pool y Carrera, 2010).

En el entorno de Los Ángeles (California), en la década de 1950 se instalaron 3 barreras de inyección para 30,8 hm³/a. La de Manhattan Beach fue para evaluar el funcionamiento. La recarga con balsas se hace desde la década de 1960. El Orange County Groundwater Replenishment System, para 3,1 m³/s, incluye tratamientos por ósmosis inversa, microfiltración, radiación ultravioleta y agua oxigenada (H₂O₂). La mitad del agua se reutiliza y la otra mitad se vierte al cauce aguas arriba (Barlow y Reichard, 2010).

Según Luyun *et al.* (2011), hasta 2010 existían 609 pozos de inyección en acuíferos costeros, de los se tenía documentación de 315.

a. Barreras hidráulicas de inyección: Si a lo largo de la costa se realiza una recarga artificial tal que en cualquier punto se tenga una elevación piezométrica superior al potencial de agua dulce necesario para evitar el flujo de agua salada hacia el interior, se tiene un control efectivo de la intrusión (Figura 7.7.1b). Como el potencial de agua dulce del agua salada crece con la profundidad, cuanto más profundo sea el acuífero mayor tendrá que ser la elevación piezométrica que deberá crearse. La Figura 7.7.2 muestra diferentes circunstancias de una barrera de inyección según que el acuífero sea libre o cautivo. A las barreras de inyección también se las denomina barreras positivas.

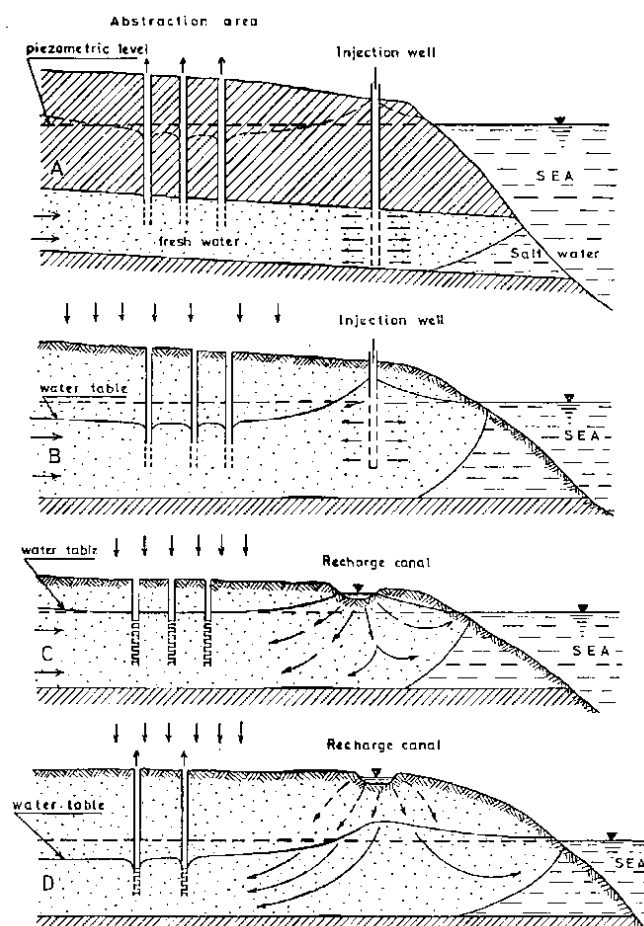


Figura 7.7.2 Diferentes circunstancias de un barrera de inyección según que el acuífero sea libre o cautivo.

En acuíferos libres, la barrera puede crearse mediante infiltración de agua de un canal, zanja o campos de recarga paralelos a la costa o una línea de pozos próximos entre sí. En acuíferos cautivos, cuyo techo sea profundo, la barrera requiere una línea de pozos próximos entre sí. La separación entre pozos es un compromiso entre el coste de construcción y mantenimiento y el mayor consumo de agua necesario para mantener un nivel mínimo entre ellos. El consumo de agua es tanto mayor cuanto más separados estén los pozos. Es frecuente que el nivel del agua que se requiere en los pozos sea superior al del terreno, en cuyo caso se necesita una buena cementación del espacio entre el tubo y la perforación a fin de evitar que el agua inyectada fluya entre el tubo y el terreno. Si tales fugas existiesen, no sólo no sería efectiva la barrera, sino que se podrían producir daños a estructuras, edificios, usos del territorio y espacio subterráneo, por anegación de terrenos.

Los principales inconvenientes de las barreras de inyección son:

- a) Si la barrera requiere pozos, su coste de construcción es elevado

- b) El agua de inyección es cara, en especial si debe introducirse mediante pozos, ya que debe ser agua muy limpia y compatible con el acuífero
- c) Hay que disponer de suficiente cantidad de agua
- d) Se tiene un coste de mantenimiento y operación; es pequeño en canales y zanjas, es moderado en balsas, pero puede ser elevado para pozos
- e) Puede ser muy difícil o imposible establecer campos de extensión o canales en una zona poblada, por no disponerse de espacio, por ser los terrenos muy caros o por no ser estéticamente y sanitariamente deseable. El establecimiento de pozos presenta menos dificultades, aunque la evacuación de las aguas extraídas en las limpiezas periódicas para mantener la capacidad de inyección puede ser problemática
- f) En el caso de inyección con pozos, el coste de las conducciones es en general elevado.

La barrera hidráulica tiene la ventaja de que no requiere limitar las extracciones de agua subterránea y permite utilizar la capacidad del acuífero para almacenar las aguas de tormenta o avenidas que se infiltran allí donde los niveles freáticos sean bajos. Se mantiene el flujo

de agua dulce al mar, pero esta descarga puede ser en buena parte agua de inyectada, cuya recuperación para otros usos puede no tener interés si su calidad es mediocre. Tal sucede cuando el agua de inyección es de regeneración (Herndon y Markus, 2014).

Las barreras hidráulicas con pozos de inyección tienen una larga experiencia de operación eficaz en el entorno de Los Ángeles, California, desde la década de 1960 (Bruington, 1969; Bruington y Seares, 1965; Foreman, 2003; 2014). Han sido objeto de numerosos estudios (Bray y Yeh, 2008; Kashef, 1976; Luyun et al., 2011; Mahesha 1996a; 1996b; Stakelbeek, 1992; Sugio et al., 1987). La barrera que fue construida en el delta del Llobregat, Barcelona (Ortuño et al., 2012), antes mencionada, se describe en la Sección 3.2 del Capítulo 3. No se conocen experiencias bien documentadas de recarga con canales sobreelevados. Se propuso y elaboró una solución analítica para su cálculo (Charmonman et al., 1967).

Para recuperar el máximo del agua inyectada, los pozos de extracción deben situarse a cierta distancia de los pozos de la barrera. Al mar deberá fluir el caudal de agua que se requiera para mantener una cierta posición de la cuña salina. Por lo tanto, la fracción de recuperación del agua inyectada depende de la extracción de agua dulce que se realice; una baja fracción no va necesariamente ligada a mala eficiencia de recuperación.

En Los Ángeles se ha estudiado la oportunidad de estas barreras mediante modelación de recursos (Reichard y Johnson, 2005). La conclusión fue que era económicamente más conveniente emplear el agua disponible en barreras de inyección que en llevar esa agua a sus destinatarios.

b. Barrera de depresión de bombeo de agua salina:

La limitación de la penetración del agua salada también puede lograrse estableciendo una línea de bombeo dentro de la cuña salina a lo largo de la costa, tal que intercepte el flujo de agua salada hacia el interior (Coe, 1972; Pool y Carrera, 2010). A estas barreras también se las denomina barreras negativas. Es necesario que la depresión producida en cualquier punto sea inferior a los niveles piezométricos del agua dulce. La Figura 7.7.1c y la Figura 7.7.3 muestran que la cuña de intrusión marina rebasa tierra adentro la posición de la barrera, con lo que los pozos de bombeo de agua dulce deben situarse a suficiente distancia, de modo que el pie de la cuña salina no rebase la posición de la divisoria piezométrica que se forma (Figura 7.7.4). Mientras los pozos de extracción de agua salada han de penetrar todo el acuífero y han de estar abiertos en el tramo inferior, los pozos de captación de agua dulce no tienen por qué ser totalmente penetrantes.

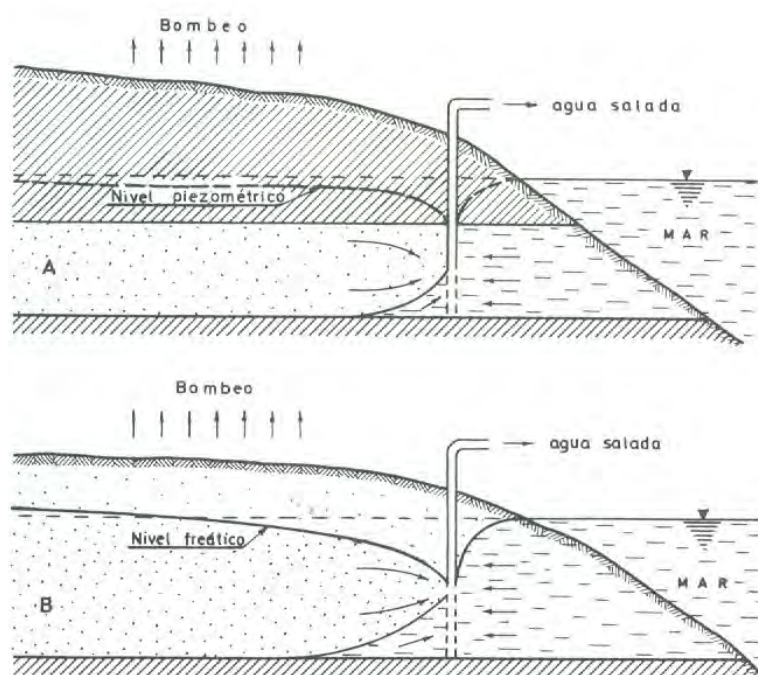


Figura 7.7.3 Barrera de bombeo de agua salina en acuífero cautivo y en acuífero libre.

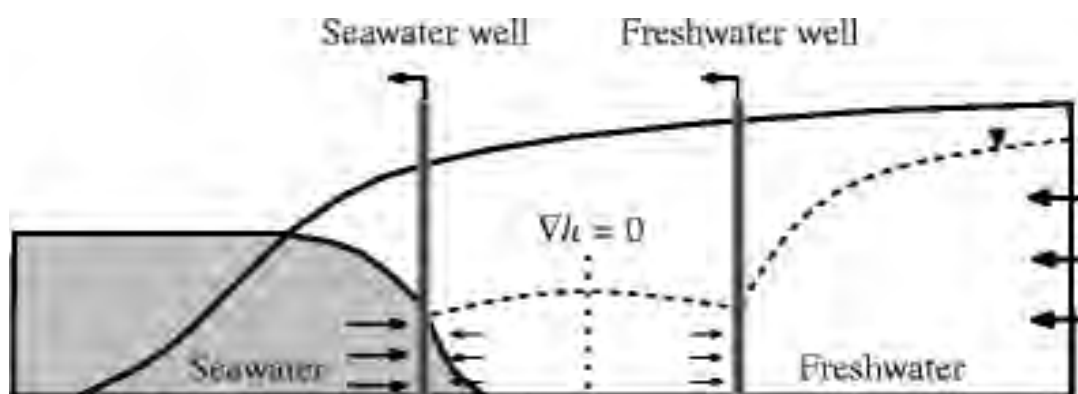


Figura 7.7.4 Formación de una divisoria de aguas entre los pozos de bombeo de agua salada y los de bombeo de agua dulce. La cuña salina tras los pozos de bombeo no debe penetrar más allá de esa divisoria.

Los inconvenientes principales son:

- La barrera es cara de construcción y de mantenimiento a causa del bombeo del agua salada.
- El agua salada bombeada debe enviarse al mar sin que contamine ni afecte al medio ambiente.
- El coste de tuberías o canales puede ser elevado.
- Tras la barrera de bombeo aún existe una cuña de agua salada; para que no se extienda debe existir un cierto flujo de agua dulce hacia la depresión de bombeo.
- Se pierde agua dulce mezclada con el agua salada bombeada y al mar a través de los pozos de bombeo.
- Al tener que estar los pozos de bombeo de agua salada a cierta distancia de la costa, se pierde volumen útil de acuífero al ser grande la porción del mismo invadida por el agua salada, en especial en zonas muy llanas.
- Para mantener estable la cuña salina tras la barrera hay que reducir extracciones para que sean menores que la recarga,

c. – Barrera doble de inyección de agua dulce y de bombeo de agua salina:

La operación combinada de una barrera de inyección y de una depresión de bombeo entre la costa y la barrera de inyección, combina las ventajas de ambas y evita parte de los inconvenientes, pero con mayor coste de construcción y operación. El dispositivo tiene especial interés en áreas costeras de baja altitud y con acuíferos libres profundos, donde la barrera de inyección de agua dulce requiere poder alcanzar alturas piezométricas importantes (inyección a presión), por encima del nivel del terreno y por lo tanto con posible fuga de agua por la superficie en el caso de un acuífero no confinado o débilmente semiconfinado. La depresión de bombeo de agua salda, al disminuir el potencial del agua salina permite que el nivel de inyección de agua dulce pueda ser menor (Maresha, 1996c; Sheahan, 1977), como muestra la figura 7.7.1d.

7.8 Los acuíferos costeros como fuente de agua para desalinización y desalobración

7.8.1 Procesos de reducción de salinidad

En las últimas décadas, la desalinización de agua marina se ha convertido en un importante aporte de agua dulce a numerosas áreas costeras. La toma del agua marina a través del terreno, si es factible, presenta muchos aspectos favorables. También las aguas salobres, que son frecuentes en los acuíferos costeros, tanto las de mezcla producida en procesos actua-

les como las procedentes de procesos pasados, son susceptibles de producir agua dulce por procesos de membrana (desalobración), a un coste de producción menor que la desalinización del agua marina. En ambos casos se produce un agua de rechazo en la que se concentran las sales. Frecuentemente se la denomina salmuera pero para la desalobración puede ser sim-

plemente agua salina. Su vertido sin daños al medio ambiente o a los acuíferos es un serio problema, que se comenta en la Sección 4.5 del Capítulo 4.

La salinidad del agua sólo puede reducirse mediante tratamientos físicos y fisicoquímicos. Hay diversos procesos posibles y probados (Custodio y Llamas, 1976, Sec. 23), todos ellos con instalaciones costosas e intensivas en energía (Birkett, 1987), con lo que el agua producida es cara.

Actualmente los procesos de reducción de salinidad operativos son principalmente a tres:

- 1) Evaporación con recirculación del calor. Se utiliza en grandes plantas, pero cada vez se construyen menos unidades ya que para competir con los otros procesos se requiere una fuente de calor barata. La variante que utiliza compresión de vapor en vez de una fuente térmica externa es apropiada para pequeñas unidades, por ejemplo para hoteles y fábricas, pero resulta costosa y cada vez se utiliza menos. La evaporación se aplica a aguas marinas y no a aguas salobres ya que la salinidad afecta poco al proceso y para esas aguas salobres los otros procesos son más económicos.
- 2) Osmosis inversa (*reverse osmosis*, RO), que utiliza membranas con poros muy pequeños y una diferencia de presión entre el agua salina y el agua producto dulce de 2 a 4 veces la presión osmótica. Esta diferencia de presión osmótica es de 24 atm entre el agua del mar y el agua dulce. Decrece al disminuir la diferencia de salinidad. Las plantas de desalinización del agua del mar suelen trabajar a 70 atm de presión, o sea a 700 m de columna de agua diferencial. El agua que se produce tiene cierta salinidad pequeña, generalmente de menos de 500 mg/L. Las membranas actuales permiten pasar de agua marina a agua dulce en una sola etapa y con suficiente rechazo de los iones más problemáticos, como el boro (que debe ser de menos de 1 mg/L B para el uso como agua potable), pero se puede trabajar con más de una etapa. El agua de alimentación debe estar exenta de sólidos en suspensión (filtración intensa) y puede requerir cierta corrección química previa. El proceso consume energía eléctrica intensivamente. Las mejoras tecnológicas recientes permiten desalinizar agua marina con un consumo energético estricto de 2,5 kWh/m³, que con los otros consumos de la planta se convierten en unos 3,5 kWh/m³ (generalmente unos 4 kWh/m³). Estos valores están ya casi en

los mínimos termodinámicos prácticos, frente a un valor teórico de 0,72 kWh/m³, como se expone en el Apartado 6.5.1 del Capítulo 6. Para aguas salobres –desalobración– estos valores disminuyen proporcionalmente, así como el coste de operación y el total del agua producida. Las plantas se pueden construir modularmente. Las plantas grandes operan con recuperación de la energía de presión del agua de rechazo, pero es difícil hacerlo en las pequeñas, con lo que estas últimas tienen mayores costes de operación para igualdad de salinidad del agua de alimentación. La mayoría de las plantas que se instalan actualmente para agua marina y buena parte de las de agua salobre son de ósmosis inversa. El número de fabricantes mundial de membranas es muy reducido. La nanotecnología está actualmente en condiciones de producir membranas de grafeno con poros uniformes de tamaño de diseño, que pueden superar el buen comportamiento de las membranas actuales de polímeros, aunque aún no están probadas y en todo caso habrá que esperar un tiempo para su comercialización. El agua desmineralizada producida apenas tiene carbono inorgánico disuelto y el pH es ácido, por lo que previo al suministro debería recarbonatarse. Existe un procedimiento desarrollado por la Fundación Instituto Canario del Agua que se está adoptando en numerosas plantas (Hernández Suarez, 2010).

- 3) Electrodialisis (ED), también llamada electrodialisis reversible (RED) cuando existe la posibilidad de invertir las polaridades periódicamente para la limpieza y mantenimiento de las membranas. Al igual que la RO, es un proceso de membranas, pero en vez de osmóticas son con carga eléctrica superficial, apiladas alternando las con carga positiva con las con carga negativa. En vez de forzar el movimiento del agua impidiendo el de solutos, como en la RO, ahora se fuerza el movimiento de los iones mediante un campo eléctrico sin que se fuerce el movimiento del agua. Aunque se puede aplicar a aguas con cualquier salinidad, su campo económico de utilidad es el de las aguas salobres. En este caso compite bien con la RO cuando el agua de alimentación requiere un proceso de eliminación de partículas costoso, ya que los problemas de colmatación son menores que con la RO.

Recientemente se estudia la posibilidad de desalobración por bioelectrogénesis, para plantas desalobradoras para riego.

Las plantas desalobradoras tienen tamaños muy variables, desde menos de 400 m³/d (5 L/s), hasta las medianas de 2000 m³/d (25 L/s) y hasta las grandes de 35.000 m³/d (400 L/s). Las de RO para aguas salobres comúnmente trabajan a 15–20 atm, con un consumo energético de 1 kWh/m³ y un rechazo del 25% del caudal de alimentación [AM]. En áreas en que además de ser el agua salobre hay alto contenido en NO₃, éste se concentra en el rechazo, de 2 a 3 veces, y aumenta la dificultad de vertido seguro. Este es un serio problema en el Campo de Cartagena.

Las aguas salobres a tratar son en general aguas subterráneas costeras captadas con pozos. Muchas de ellas están saturadas o próximas a la saturación en varios minerales, como la calcita y a veces también el yeso. Los procesos de membrana están diseñados para ser eficientes en determinados rangos de salinidad del agua de alimentación (Maliva y Missimer,

2001). Por esta razón, hay que poner cuidado en que el rango elegido no varíe a lo largo del tiempo, realizando los correspondientes estudios hidrogeológicos o forzando mezclas. El uso de agua salobre por mezcla de agua dulce y agua salada en el acuífero supone un consumo de agua dulce que se ha de considerar en el balance de agua dulce del acuífero, así como las consecuencias de la extracción de esa agua salobre. La extracción de agua salada protege a las captaciones más alejadas de la costa, pero detrae agua dulce del acuífero y además favorece la creación de conos salinos que pueden afectar a captaciones próximas, en especial si el cono es extenso como consecuencia de las características hidrogeológicas locales del acuífero. Se están iniciando estudios encaminados a determinar la capacidad de las membranas para limitar el paso de los posibles contaminantes emergentes en el acuífero al agua producto (Valdés–Abellan et al., 2013) y su concentración en el rechazo que se desecha.

7.8.2 Alimentación de agua salobre y salada de los acuíferos costeros

La toma de agua marina directamente del mar para alimentar a las plantas de desalinización no es simple (Gille, 2003; Jones, 2006). Requiere instalaciones costosas, que no sean afectadas por golpes de mar y temporales y que se sitúen lo suficientemente alejadas de la línea de costa y lo suficientemente profundas como para evitar excesiva turbidez y sólidos en suspensión y también contaminación. Muchas de estas instalaciones pueden sufrir problemas de materia en suspensión en temporales, mar gruesa, efectos biológicos esporádicos o aportes ocasionales de escorrentía. Las plantas pequeñas no suelen disponer de obras de captación de agua del mar, por su alto coste.

La toma del agua marina a través del terreno tiene notables ventajas en cuanto a la instalación, eliminación de turbidez y estabilidad, siempre y cuando se tengan condiciones geológicas e hidrogeológicas adecuadas (Sola Gómez et al., 2013; Pulido Bosch y Rodríguez Estrella, 2007; Pulido–Bosch et al., 2004; 2009; Rodríguez Estrella y Pulido–Bosch, 2009; Jorreto et al., 2007b; 2009; Rodríguez–Estrella et al., 2003). La experiencia obtenida por la Universidad de Almería, cercana al delta del Andarax, en 3 sondeos situados a unos 500 m de los sondeos de alimentación a la planta desalinizadora de Almería, muestra una mejora considerable en las características del agua del mar con sólo un corto recorrido por el terreno, desde la zona de infiltración hasta los sondeos (Sola Gómez et al., 2013), con reducciones del 95% en la turbidez, 50% en el índice de

densidad de limos, del 60% en el TOC (carbono orgánico total) y del 80% en el oxígeno disuelto.

En cualquier caso, la experiencia en los sondeos antes aludidos y en los de la planta de desalinización muestra que se requieren estudios de detalle (Sánchez–Martos et al., 2002), incluyendo trazado del flujo y su interpretación numérica (Heredia, 2012) y la determinación de tiempos de tránsito (Sola et al., 2011).

Al ser el agua marina agresiva, hay que utilizar materiales adecuados, a veces especiales, para tubos, rejillas, bombas y válvulas. Muchas de las obras de captación se desarrollan en los sedimentos litorales de playa (Voutchkov, 2005; 2006), aunque no siempre es factible ni sencillo. Esta forma de captación está bien desarrollada en el Mediterráneo español y las islas Baleares y Canarias. Las captaciones pueden estar en el lecho marino, con lo cual el problema de captar una mezcla con otras aguas continentales es pequeño. Pero en las captaciones que se llevan a cabo en tierra firme (continente o isla) suelen incorporar una parte de agua dulce o agua mezcla (Soler et al., 2005). Esto tiene el inconveniente que las características químicas del agua captada, aun siendo de salinidad próxima a la marina, tienen componentes que pueden afectar al proceso por la mayor presión parcial de CO₂, la más pronta saturación en yeso y en ocasiones alto contenido en sílice disuelta. Esto requiere mayor pre–tratamiento del agua de alimentación a la planta. En acuí–

feros de suficiente espesor, estos problemas pueden controlarse hasta cierto punto colocando las partes abiertas de los pozos (rejillas) en la parte profunda del acuífero. Una adecuada estratificación favorece que la entrada de agua continental decrezca, siempre y cuando el efecto favorable no sea destruido por inadecuada construcción de los sondeos de extracción y del entorno. La extracción de agua marina con una cierta proporción de agua dulce supone una afección al balance de agua dulce del acuífero y por lo tanto a los recursos explotables. Al igual que para los pozos de agua salobre, la extracción de agua salada comporta efectos sobre los pozos vecinos, unos favorables pues actúan a modo de barrera negativa y otros desfavorables por el descenso de nivel piezométrico y la mayor penetración de la cuña salina. Todo esto conforma una nueva especialidad hidrogeológica (Pulido Bosch, 2002; 2006;

Pulido–Bosch et al., 2002; Rodríguez–Estrella, 2008; Rodríguez Estrella, 2007).

La típica disposición de los componentes de una planta de desalobración es la de toma del acuífero y vertido del rechazo en superficie. El caudal de rechazo es de aproximadamente de la mitad a la cuarta parte del caudal de agua de alimentación, pero varía de una planta a otra en función de la optimización de su diseño, según la salinidad del agua de alimentación y de producción y de posibles limitaciones químicas, como el contenido en sílice disuelta o la proximidad a la saturación en yeso.

La toma de agua salobre se puede hacer de distintas maneras (Figura 7.8.1), procurando que el consumo de agua dulce sea lo menor posible.

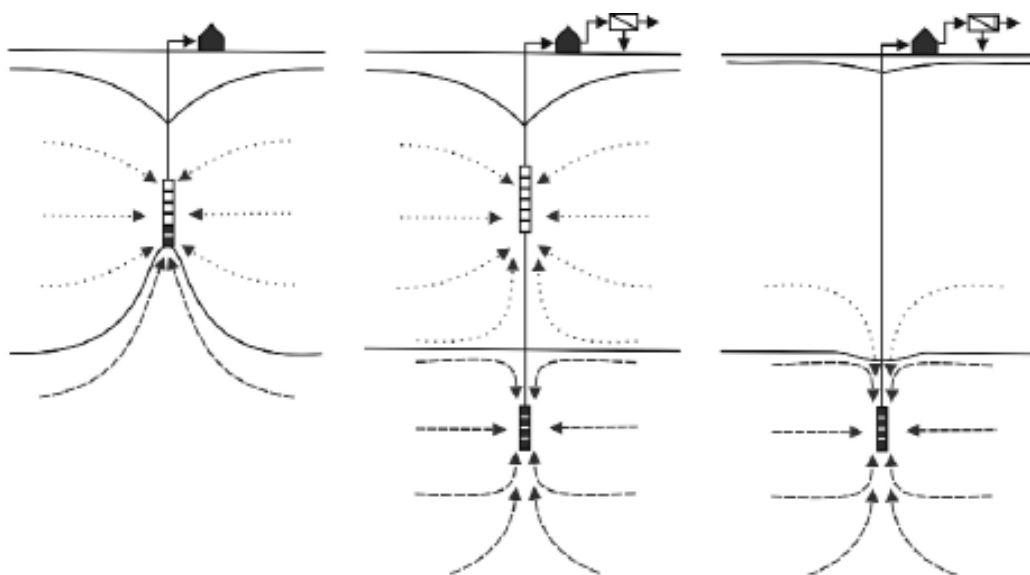


Figura 7.8.1 Toma de agua salobre para desalobración (Kooiman et al., 2004). Figura izquierda: pozo que se está salinizando por ascenso salino; el agua salobre extraída contiene una parte de agua dulce. Figura central: el agua dulce y el agua salina se recogen por separado mediante dos pozos; controlando las extracciones se puede mantener constante la salinidad del agua de alimentación a la planta, lo que es deseable. Figura derecha: captación de agua salobre mediante un pozo profundo pero que capta una pequeña fracción de agua dulce.

El rechazo puede inyectarse en el terreno, a un acuífero profundo (Figura 7.8.2), si las condiciones y circunstancias son apropiadas (Ramos, 2011).

Se puede minimizar la necesidad de usar productos químicos para prevenir la colmatación de las membranas si se trabaja con una recuperación baja de agua dulce; esto además facilita encontrar niveles acuífe-

ros profundos para verter el rechazo, ya que éste es menos salino. Otras posibilidades se muestran en la Figura 7.8.3. La inyección del rechazo, además de complejo y costoso, tiene el riesgo de afecciones a largo plazo y de daños a corto plazo por errores y averías de funcionamiento. El riesgo es mayor cuando la inyección se realiza a presión.

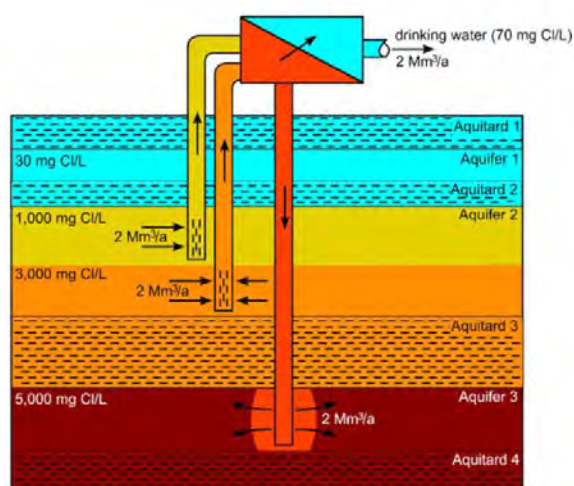


Figura 7.8.2 Captación de agua salobre con dos salinidades para tratar de mantener constante la salinidad del agua de alimentación a la planta e inyección del rechazo (Stuyfzand y Raat, 2010). El agua de rechazo tiene casi 4 g/L Cl.

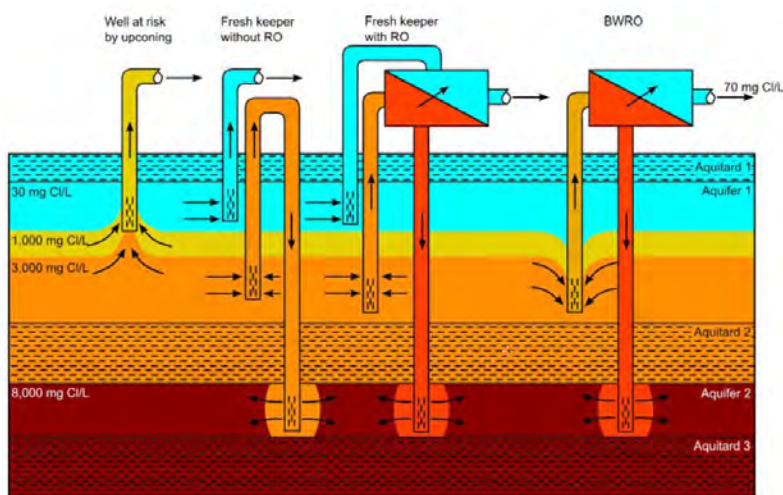


Figura 7.8.3 Diversas formas de captación de agua salobre y vertido al terreno del rechazo (Stuyfzand y Raat, 2010). Se considera un caudal de permeado igual al de rechazo, que tiene de 6 g/L Cl

7.8.3 Captación de aguas salobres y salinas de los acuíferos costeros

Las técnicas de construcción de captaciones de agua subterránea salobre o salina en la costa son en general las mismas que se utilizan para captar aguas dulces (Jiménez et al, 2007; Muñoz Sanz y Cabrera, 2003), pero los materiales a emplear han de ser duraderos en el medio salino, que es agresivo (Pulido–Bosch et al., 2001; Pulido–Bosch et al., 2003a; Sánchez–Martos et al., 2002).

En sondeos verticales se puede emplear acero inoxidable, al menos para las rejillas, y plástico PVC de alta resistencia, aunque la instalación puede ser dificultosa al no poderse forzar la penetración en el sondeo. La tubería de fibra de vidrio reforzada se usó hace tres décadas, pero hoy es raro emplearla. Si los sondeos no alcanzan una gran longitud y el acuífero es de arenas o areniscas, se utilizan rejillas y tramos de tubería filtrante revestidas con material microporoso, para impedir la obstrucción. Tal fue el caso de los 104 drenes inclinados perforados en el interior de un túnel de 1000 m de longitud y 3,14 m de diámetro, que abastece de agua marina a la desalinizadora de Alicante II (Rodríguez Estrella, 2008). Estas tuberías son muy caras. Las tuberías horizontales que penetran en el sustrato rocoso marino tienen agujeros circulares perforados,

no rajados, pues al tirar de ellas para su colocación se rajarían.

En otros casos se pueden construir galerías filtrantes (Jones, 2008). En ocasiones conviene captar el agua marina en niveles concretos y mar adentro, utilizando técnicas de sondeos dirigidos, incluso con tramos horizontales (Pintó, 2004; Peters et al., 2007; Rodríguez–Estrella et al., 2009, Rodríguez–Estrella y Pulido Bosch, 2009). Dependiendo de las características hidrogeológicas locales, el número de captaciones a construir puede ser grande y hay que optimizar la ubicación y el diseño y mantenimiento (Anderson, et al., 2009).

Las Figuras 7.8.4, 7.8.5 y 7.8.6 muestran la técnica de perforación horizontal dirigida que permite captar el agua del mar a través de formaciones geológicas permeables submarinas. Estas perforaciones (drenes), con longitudes superiores a 600 m, se pueden disponer en abanico para extender la superficie submarina filtrante de captación (Figura 7.8.7), con una suficiente distancia filtrante vertical entre el tubo y el fondo marino (Fariñas y López, 2007).

Figura 7.8.4 Captaciones mediante perforaciones horizontales. Operaciones de perforación piloto (figura superior), ensanche ((figura intermedia) y de colocación de la tubería (figura inferior), según Catalana de Perforaciones (en Rodríguez–Estrella, 2007).

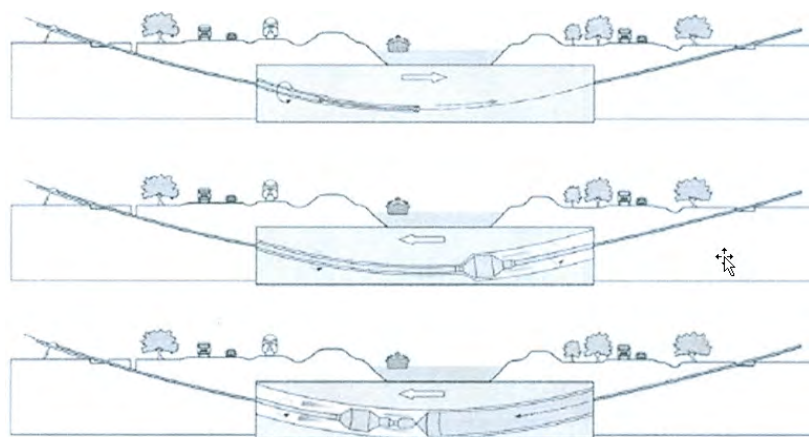


Figura 7.8.5 Cementaciones a realizar en los tramos inicial y final de las captaciones por perforación horizontal (Peters et al., 2007, en Rodríguez Estrella, 2007).

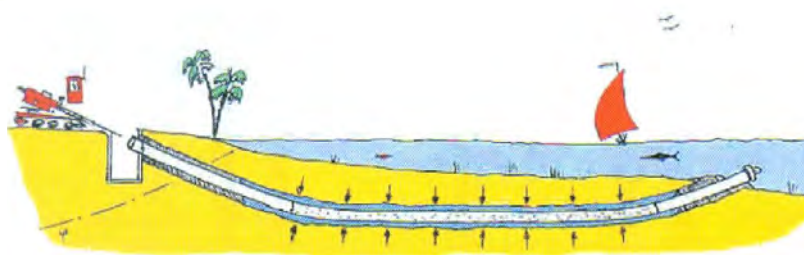
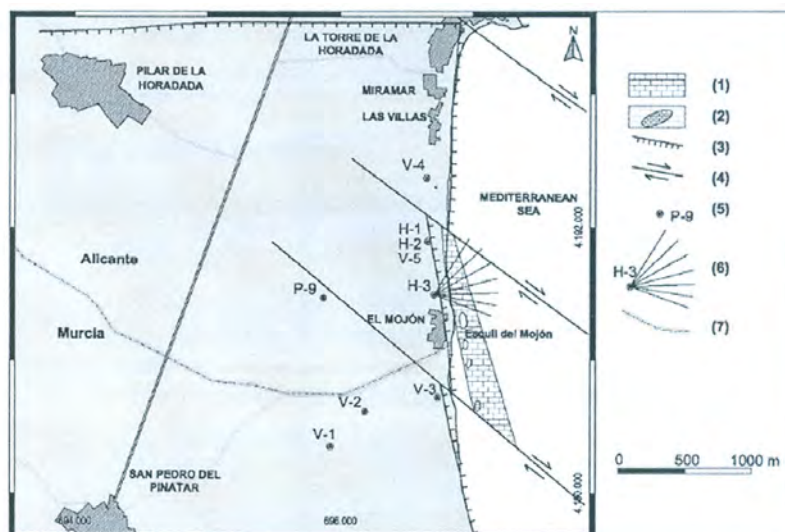


Figura 7.8.6 Maquinaria para perforar sondeos dirigidos (HDD), trabajando para la desalinizadora del Nuevo Canal de Cartagena (Rodríguez Estrella, 2007).



Figura 7.8.7 Disposición radial de pozos horizontales de captación de agua del mar en El Mojón, Pilar de la Horadada (Alicante)–San Pedro del Pinatar (Murcia), según Rodríguez–Estrella (2007). 1 y 2: calcarenitas del Tirreniense, 3: falla normal, 4: falla de desgarre, 5: sondeo de reconocimiento, 6: sondeos direccionales horizontales en disposición radial y 7: límite provincial



En el caso de la desalinizadora de Alicante II se construyeron 3 perforaciones horizontales dirigidas, con disposición radial junto a la boca de entrada y 8 junto a la boca de salida. Las características de los drenes utilizados en el sistema Neodren de Catalana de Perforaciones son: caudal de 100 a 150 L/s, longitud superior a 600 m, diámetro de perforación hasta 710 mm y tuberías de plástico con ranuras circulares.

Este sistema de drenes es también aplicable en acuíferos poco permeables, como en los que se tiene una alternancia de arenas y gravas, pues de otro modo se necesitaría un gran número de perforaciones verticales para obtener un caudal discreto.

Según la experiencia, la captación de aguas marinas desde el continente, presenta las siguientes ventajas (Rodríguez Estrella et al., 2003; Pulido et al., 2003; Pintó, 2004, Peters et al., 2007 y Rodríguez Estrella et al. 2009a): a) en el litoral entre Murcia y Alicante, en los acuíferos fisurados calcareníticos del Tirreniense, se atraviesan zonas más karstificadas, ya que las fracturas neotectónicas son subverticales, b) se tiene mayor garantía de explotación a lo largo del tiempo, puesto que la roca permeable está permanentemente saturada inmediatamente por debajo del mar y en contacto directo con él, c) se pueden extraer elevados caudales, superiores a los 100 L/s por dren, de forma constante, d) el agua bombeada no tiene turbidez, e) se obtiene un agua con calidad química y temperatura constantes, f) no se altera el medio físico ni el hábitat marino y terrestre ni se perturba el uso de la playa para baño, g) si la extracción se realiza a partir de al menos 50 m mar adentro, como la tubería en este tramo es ciega y cementada, se evita la formación de depresiones piezométricas locales, lo que evita afecciones a los pozos vecinos continentales de agua dulce, h) no se produce subsidencias ni colapsos en la playa, especialmente si la roca permeable es detrítica no consolidada,

ni agrietamientos en las urbanizaciones costeras, i) es posible instalar una batería de muchos drenes en una parcela terrestre de reducida superficie, ya que una vez internados en el mar pueden adoptar en conjunto una disposición radial divergente, a manera de abanico, como en la planta desalinizadora del Nuevo Canal de Cartagena (Pulido et al., 2003) y j) es el único sistema que puede captar acuíferos exclusivamente marinos. El principal inconveniente, hasta el momento, es que en acuíferos detríticos, los finos obturan con el tiempo los orificios de paso del agua, tanto más cuanto mayores los caudales captados, con lo que disminuye la productividad y aumenta la frecuencia de averías en las bombas. Este problema se puede evitar si se colocan tubos microporosos, pero éstos son actualmente muy caros.

El éxito de la captación depende de que la geología sea favorable y de que se realice un buen reconocimiento geológico de detalle en el continente o isla, con estudios previos apoyados en geofísica terrestre y marítima y sondeos de reconocimiento. Las condiciones geológicas pueden ser complejas (Figura 7.8.8). También es importante conocer que se capta agua marina renovable y sin excesivas modificaciones hidrogeoquímicas, para no tener precipitaciones minerales, que con el agua marina directa no tendrían lugar, o en su caso adicionar el pretratamiento conveniente y con el mínimo uso de reactivos químicos.

En ocasiones, el agua salada encontrada en el acuífero es agua marina antigua, de evaporación en humedales costeros (Figura 7.8.9) o de disolución de evaporitas, en cuyo caso la renovabilidad es dudosa y se pueden crear problemas en la planta de desalinización. No siempre hay buena conexión entre un agua salina subterránea y el mar por causas tectónicas o de sedimentos intercalados.

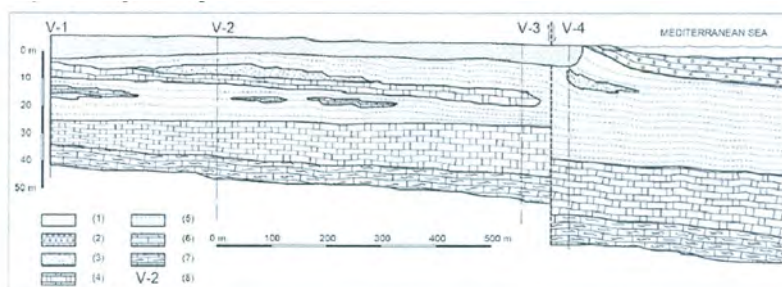


Figura 7.8.8 Corte geológico del área de El Mojón, Pilar de la Horadada (Alicante)–San Pedro del Pinatar (Murcia), según los sondeos. 1.– arenas de duna del Holoceno, 2.– calcarenitas del Tirreniense, 3.– gravas del Pleistoceno, 4.– Pliocuatrnario y formación Sucina (caliches rojos), 5.– arcillas rojizas del Pleistoceno. 6.– travertinos blancos oquerosos del Pleistoceno, 7.– margas del Plioceno superior (Rodríguez–Estrella, 2007).

Otros casos de captación de agua marina mediante pozos se comentan en el Capítulo 3. Se hace en varias de las plantas de desalinización de La Marina Alta alicantina (Apartado 3.3.4). En la Aldea de San Nicolás, en W de Gran Canaria, se trata de una línea de pozos a lo largo del corto litoral de esta área volcánica y volcánico-clástica (Apartado 3.7.3). En Las Galletas (Tenerife), la captación de agua marina se hace en dos pozos costeros de 65 m de profundidad a unos 100 m del litoral, que extraen 10.000 m³/d para producir 4000

m³/d. El vertido de la salmuera se realiza en un pozo próximo a la costa, para que la salida al mar sea difusa y no perjudique a la pesca local. Tras 11 años de operación, la salinidad inicial de captación, de 39 mS/cm, ha ascendido hasta 53 mS/cm [DR].

Los aspectos ambientales del vertido de las salmueras y aguas saladas de rechazo se consideran en el Capítulo 4.

7.8.4 Explotación de aguas salinas y salobres en los acuíferos costeros españoles

La alimentación con toma de agua de mar a través un acuífero costero para ser desalinizada por ósmosis inversa se inició en la Cuenca del Segura en 1996 por la Comunidad de Regantes de Mazarrón.

En la Figura 7.8.10 se muestra la situación de las desalinizadoras existentes en la Cuenca del Segura (CHS, 2015) y la Tabla 7.8.1 un extracto de los datos contenidos en Rodríguez Estrella (2002), que hay que consi-

derarlos en el contexto anterior a 2002, ya que se han producido cambios posteriormente. En la Tabla 7.8.3 se indican las características de las desalinizadoras en la costa mediterránea de Andalucía (Pulido-Bosch et al., 2015); se trata de 7 plantas desalinizadoras grandes y numerosas plantas pequeñas (desalobradoras) con capacidad de más de 240 hm³/a, aunque la producción real es notablemente menor.

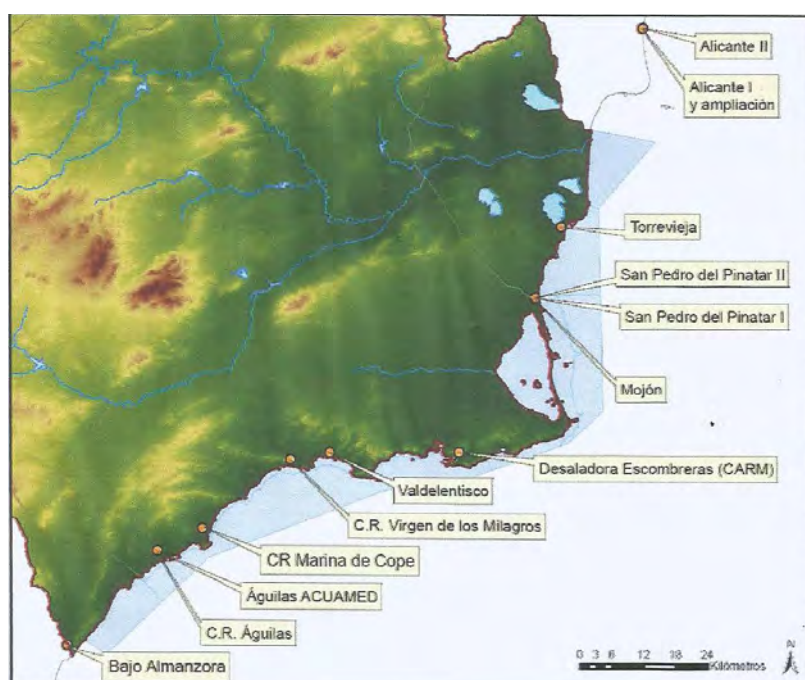


Figura 7.8.10. Mapa de desalinizadoras consideradas en la planificación de la Demarcación Hidrográfica del Segura (CHS, 2015)

Tabla 7.8.1 Extracto de las aportaciones de Rodríguez Estrella (2002) en cuanto a uso de las aguas subterráneas para alimentar plantas de desalinización y desalobración, referido al contexto anterior a 2002. Las situaciones han cambiado, en algunos casos notablemente.

CR = Comunidad de Regantes; MCT = Mancomunidad de Canales del Taibilla; SCRATS = Sindicato Central de Regantes del Transvase Tajo–Segura; I= inversión en M€; COP = coste de operación en €/m³; C = forma de captación.

Planta	I	COP	C	Acuífero	Salinidad mg/l	Captación hm ³ /a	Producción hm ³ /a	Uso
CR Mazagón	24	0,3 0	A	Cabezo de los Pájaros	30	30	16	Agrícola por mezcla
CR Pulpí		0,2 4	B	Águilas-Cala Reona	35-4	3	1,8	Agrícola por mezcla
Planta de Mojón (CHJ)	36	0,4 5	C	Cuaternario Campo Cartagena	-> 12	3,6	2,5	se mezcla con TTS (SCRATS)
Particulares (80)				Plioceno + Andaluciense (no cuaternario) ⁽²⁾	>4	6,5	5	agrícola
CR Murcia Sur				Plioceno + Andaluciense ⁽³⁾	4-6	3	2,3	abastecimiento
MCT (a)			D				24	agrícola
CR Águilas (prevista)	12		E				10	
CR Marina Cope (proyecto)			F		35		1,8	
SCRATS (proyecto)			G				1,5	
Aguas Cuenca Segura	93		G	Vértice del Horno		50		Agrgicultura

(a) San Pedro del Pinatar, junto a Planta El Mojón

(b) Valdelentisco, entre Cartagena y Mazarrón

(2) Salmueras a salmueroducto (sistemas de conducciones). 65 km de red desde más de 10 km de la costa. Vierten a Rambla de Albuñón y Rambla de Miranda.

(3) Inyección de la salmuera de 15 g/L a 539–748 m en mármoles Triásicos. Agua nativa profunda de 17 g/L a 49°C. Caudal de inyección 90 m³/h.

A 13 sondeos

B 3 pozos salobres (30 L/s) + excedentes de riego de Rambla los Arejos (70 L/s)

C Tubos paralelos a la costa. Protección de Mar Menor. Trabajos de drenaje a desembocaduras Rambla del Albuñón + bombeo a Los Narejos + bombeo al Mojón. Además drenajes propios. Salmuera al Mar Mediterráneo.

D sondeos horizontales bajo el mar

E pozos no viables

F (sondeos + galería)

G sondeos son posibles

Tabla 7.8.2 Desalinizadoras en la costa mediterránea de Andalucía y modo de captación del agua marina (Pulido–Bosch et al., 2015). Se trata de 7 plantas grandes y numerosas plantas pequeñas (desalobradoras) con capacidad de más de 240 hm³/a, aunque la producción real es notablemente menor. Complementos según la Diputación Provincial de Almería

Planta	Capacidad hm ³ /a	Comentarios
Cabo de Gata		La primera- Cierre en 1995 por alto contenido en B
Bajo Almanzora***	20	Pozos insuficientes. Toma directa
Palomares	9	Agua de pozos agrícolas locales
Carboneras	42	Fracaso de pozos. Toma directa. Carboneras II en construcción
Rambla Morales	22	Sondeos. Privada. Paralizada. Pensada para energía renovable. Se usó energía eólica**
Almería	18	15 sondeos. Inicio 2004. Uso parcial
Campo de Dalías (del Poniente Almeriense)*	30	Toma directa
Málaga (Atabel)	50	Corregir salinidad del río Guadalhorce. Consume 0,75- 1,30 kWh/m ³
Costa del Sol (Mijas)	30	Toma directa
Marbella	20	Toma directa. Inicio en 1996. No funciona en años húmedos
TOTAL	241	

*Según Futur Enviro (Noviembre 2015), capacidad de 97.200 m³/d (37 hm³/a), para abastecer 30.000 habitantes (7,5 hm³/a) y regar 8000 ha (22,5 hm³/a), entre Balerna y Roquetas de Mar. Aportada por el MAGRAMA–Acuamed. Coste de 130 M€ (37 €/m³/a), en parte pagados a cargo del FEDER. Operador Veolia. Para reducir las extracciones del Campo de Dalías en 50 hm³/a mediante desalinización, aporte del embalse de Benínar y reutilización.

** Se construyeron 3 sondeos y 4 piezómetros de 90 m de profundidad, a 300 m del litoral, entubados con PVC y con el espacio anular relleno con grava silíceas y aislamientos de arcilla expansiva (Sola et al., 2007b). La salinidad se modifica rápidamente con el bombeo. Agua salina remanente de épocas anteriores y mala conexión con el mar. Es privada y está en crisis económica

*** En Vera, en el NE, cerca de Cuevas del Almanzora. Servicio a Mojácar y Garrucha que reciben además agua del Transvase Tajo–Segura y del Negatín

La desalobración de aguas subterráneas tiene una larga tradición en Canarias, en especial en el E y N de Gran Canaria y en Fuerteventura. No hay un inventario detallado, pero se puede estimar entre 200 y 400 plantas. Además, los Consejos Insulares de Gran Canaria y Tenerife gestionan plantas desalobradoras

para tratar las aguas regeneradas cuando estas tienen excesiva salinidad.

Más tarde, la desalobración ha tenido una fuerte implantación en la costa mediterránea española. No se dispone de un inventario y los datos de los Planes

Hidrológicos infravaloran su número. Lo mismo que en Canarias, se trata de plantas de capacidad muy variable, desde unidades a nivel de parcela agrícola u hotel de pocos m³/d hasta unidades de algunos cientos de m³/d. Algunas plantas son móviles para servicio temporal allí donde se requiere. En el Campo de Cartagena se estima que hay más de 1000 y quizás más de 2000

plantas. En el Campo de Níjar en 2001 había más de 200 desalobradoras con capacidad entre 0,5 y 4 m³/d, con vertido de la salmuera a las ramblas o en su entono; producen gran contaminación salina. Existe el proyecto de una gran desalobradora para tratar el agua de la Balsa del Sapo, en el Campo de Dalías.

7.9 Métodos no estructurales de prevención y control de la intrusión marina

Los métodos no estructurales buscan modificar la forma de explotación de un acuífero costero en relación con la obtención de agua dulce y también de agua salobre y salina para reducir la salinidad o para alimentar piscifactorías o atender necesidades de refrigeración. Se debe incluir los requisitos medioambientales en tierra firme y en el mar litoral, así como el posible uso del espacio subterráneo, por ejemplo para almacenar temporalmente agua dulce en un acuífero con agua salina. Existen diversos métodos para prevenir o controlar la intrusión marina, cada uno de ellos con características funcionales propias y mayor adecuación para unas circunstancias determinadas (Custodio y Llamas, 1976, Sección 13; Custodio y Bruggeman, 1987; Custodio 1994; 1985). A continuación se comentan los más importantes.

Disminución del caudal de bombeo

Si la explotación produce una penetración indeseable de la cuña salina, puede procederse a reducir el bombeo hasta que la posición de equilibrio sea la deseada. Los principales inconvenientes son:

- a) Para mantener la posición deseada de la interfaz se descarga agua dulce al mar. Puede intentarse recuperar parte de esa agua con colectores costeros (Bear y Dagan, 1964a; Kahana, 1964; Schwarz, 2003), pero es una actuación estructural complementaria que es complicada, costosa y pocas veces efectiva.
- b) Si la interfaz había rebasado el límite máximo de penetración admisible, el retroceso es tan lento como el avance, aunque se puede forzar con sobre-reducción inicial temporal de las extracciones o aplicando como complemento estructural recarga artificial o bombeo de agua salada.
- c) La reducción de bombeo supone encontrar un nuevo abastecimiento o adaptarse a usar menos agua.
- d) Se requieren herramientas legales y administrativas para controlar y reducir los bombeos, lo que entraña

dificultades prácticas y necesita vigilancia institucional o de los propios usuarios, corregir eficazmente los desvíos y aceptación del conjunto de usuarios; además todo ello tiene un coste.

Reubicación de los centros de bombeo

Si la intrusión es debida a una excesiva concentración de los bombeos en unos pocos lugares próximos a la costa o a la explotación de pozos sobre la cuña salina, pero sin que la penetración media sea excesiva, se puede proceder a reubicar las captaciones o distribuir las mejor. Los principales inconvenientes son:

- a) Es costoso parar unas captaciones y construir y operar otras nuevas
- b) Puede suponer construir nuevas conducciones de agua
- c) Se requieren herramientas legales y administrativas para obligar a la reubicación de los puntos de captación
- d) Una mayor penetración de la interfaz, situando los pozos más hacia el interior, supone una menor capacidad de embalse subterráneo utilizable para regulación y mayor coste de extracción por lo general mayor profundidad del nivel piezométrico.

Establecer incentivos y medidas disuasorias

Se puede buscar efectos deseados de gestión de acuíferos costeros mediante incentivos que favorezcan determinadas acciones deseables, como ahorro de agua, traslado de captaciones a lugares con menor riesgo de salinización o uso de otros recursos de agua. Estas subvenciones, a cargo de recursos públicos o gravando otras actividades para recaudar recursos económicos para cubrirlas, pueden ser una medida adecuada siempre y cuando su finalidad esté bien clara, su percepción sea transparente y corresponda a un programa explícito, con un límite temporal poco dilatado y no prorrogable. De otro modo pierden su posible eficacia, se convierten en una distorsión económica, ayuda a

crear una cultura en que la subvención se toma como un supuesto derecho y muchas veces tiene resultados perversos en el sentido de conducir a resultados que pueden ser contrarios o desviados respecto a lo buscado. En España, es frecuente la existencia de subsidios que se aplican directamente a determinadas actividades y también indirectamente (menor precio de insumos, como la energía o del agua de ciertos orígenes), y en ciertos casos se hace de forma tácita a través de costes no contabilizados (inversiones que no se amortizan o que se hace parcialmente, disminución del patrimonio natural y social, traslado de costes a terceros o a la generación futura).

Para corregir la divergencia entre costes privados y costes sociales, cabe aplicar una tasa (con frecuencia llamada tasa verde) sobre la extracción que desincentive el uso no sustentable del agua (Aguilera Klink, 1988). La efectividad de estas tasas parece requerir un carácter finalista en vez de una recaudación para usos generales. Se comenta en el Capítulo 6. La experiencia a nivel mundial es poco alentadora, incluso si la tasa se reduce a cubrir los costes de gestión del acuífero costero, a menos que lo que se recaude sea finalista y se haga de acuerdo de los propios usuarios y, a ser posible, por instituciones de los mismos. Se requiere un buen diseño y eficacia para que lo recaudado no se gaste totalmente o en gran proporción para mantener el propio sistema.

La regulación de la extracción mediante mecanismos económicos, como las tasas, no se ha establecido en España. Los intentos han tenido notables reacciones en contra. El papel paralelo lo está produciendo el aumento de los precios de la energía para bombeo y para reducir la salinidad, pero con menor provecho social y ambiental.

Otra posibilidad apuntada es la explotación mancomunada del recurso, estableciendo el control unificado de la extracción mediante la asignación de cuotas de producción a cada explotador. Esto hace desaparecer la vaguedad de los derechos de propiedad y reduce la intervención gubernamental, pero

es una medida fuerte que puede afectar a derechos reconocidos constitucionalmente y que posiblemente no sea efectivo implantarlo desde el gobierno (de arriba abajo). Si no hay acuerdo para la explotación mancomunada, se pueden imponer cuotas, con similares inconvenientes a las acciones de arriba abajo y problemas de eficacia del control y para corregir desviaciones, además del coste que esto puede conllevar.

Limitar el uso franja costera

Se puede establecer una franja costera en la que se prohíbe cualquier explotación de agua subterránea, con el fin de permitir el avance de la cuña marina necesario para poder extraer una cierta fracción de la recarga al sistema acuífero sin que se produzcan salinizaciones. Esto entraña problemas hidrológicos, económicos y legales. En general aumenta el coste de la extracción. Algunos inconvenientes son la mayor longitud de conducciones de agua, ya que en muchos casos hay que llevar el agua captada lejos de la costa a los puntos de demanda, que con frecuencia están próximos al litoral, y mayores inversiones y costes de explotación al ser la captación y el nivel del agua más profundos. No es raro que además venga acompañado por menores transmisividades hidráulicas, lo que implica mayores descensos o más pozos para obtener el mismo caudal. Por el contrario, el coste social podría disminuir si con ello se evita la necesidad de mezclas y tratamientos para reducir la salinidad. Puede haber problemas de expropiaciones y de no respeto de derechos, si no hay un acuerdo entre todos los usuarios a través de una institución que reúna y defienda sus intereses.

Limitaciones temporales a las extracciones

El establecimiento de limitaciones temporales a las extracciones de un acuífero costero puede ser un método adecuado si las razones y momento de aplicación de las restricciones son transparentes y existen organizaciones de los usuarios que las acepten y estén de acuerdo en la aplicación. Esto es más fácil si ellos mismos se han involucrado en las normas que soportan esas limitaciones. De otro modo, la aplicación efectiva puede ser difícil y una fuente de conflictos añadidos.

7.10 Indicadores y riesgo de intrusión marina

La gestión de los recursos de agua desde los estamentos gubernamentales requiere tomar decisiones a gran escala, utilizando información que necesariamente ha de estar muy simplificada y condensada, pero que conserve los rasgos esenciales. No existen reglas o guías de aceptación universal y probablemente no sea posible hacerlo, dado que los objetivos de la gestión son diversos, en circunstancias físicas, económicas y sociales distintas, a varias escalas y en contextos políticos cambiantes. Se puede abordar el problema bajo dos puntos de vista. Uno es predominantemente administrativo y está enfocado a aplicar regulaciones, con énfasis secundario en los daños. Se busca tener indicadores (índices) que permitan calificar una cierta situación, en general un área más o menos extensa, y ver si cumple la normativa existente y qué medidas correctoras habría que impulsar. El otro trata de cuantificar o graduar el riesgo de daños y perjuicios a través de evaluaciones, con las que se puedan priorizar acciones y en su caso estimar su coste.

El logro de indicadores apropiados ha sido una preocupación de UNESCO, que propuso un conjunto de ellos para los recursos de agua a nivel global (Vrba y Lippönen, 2012), que incluye los recursos de agua subterránea. La elaboración de indicadores para los acuíferos costeros tiene la complejidad añadida de la necesidad de incorporar la salinidad del agua. Por lo tanto deben incluir una información que en general sólo está disponible parcialmente y a veces con una representatividad que no es clara en lo que respecta a los acuíferos costeros. Además, muchos acuíferos costeros son de tamaño pequeño o son porciones que deben separarse de un conjunto más extenso. Esto dificulta formar un indicador sencillo. Para los acuíferos costeros con uso principalmente urbano se han realizado algunas propuestas en casos de Sudamérica (Montenegro et al., 2010) y para pequeños territorios costeros (Charchadi, 2005).

Los esfuerzos realizados en España están en buena manera en relación con lo que dispone la Ley de aguas, una vez transpuesta la Directiva Marco del Agua europea. Se busca conocer el buen o mal estado de las MASb y en el caso de mal estado, desarrollar las medidas correctoras correspondientes, como esquematiza la Figura 7.10.1. Algunos intentos son los del indicador IEI (indicador del estado de intrusión marina) aplicado al acuífero de Motril–Salobreña (Navarro lañez et al. 1997), después extendido (Navarro lañez y Murillo

Díaz, 2007), y el de aplicación al río Verde (Marbella, provincia de Málaga) en relación con el estado cuantitativo y químico (Argamasilla y Jiménez, 2012).

Para la Cuenca del Júcar y con especial aplicación a los acuíferos de la provincia de Castelló, en el entono del IGME–Universidad Jaume I, se ha elaborado el indicador SITE (Ballesteros et al., 2012; 1916; García–Menéndez, 2012; Gómez et al., 2012). Se ha aplicado a 5 acuíferos [IME].

El indicador SITE trata de caracterizar espacial y temporalmente la intrusión marina, considerando 4 componentes: S = área superficial afectada, I = intensidad de la salinización, T = temporalidad o estacionalidad, E = evolución a medio y largo plazo. En ellos se incorporan 7 conceptos: 1.– S_t = superficie total del acuífero; 2.– D_p = distancia potencialmente afectada por la intrusión marina (10 km como valor por defecto); 3.– S_p = superficie potencialmente afectada; 4.– S_a = superficie afectada; 5.– V_r = valor de salinidad de referencia, en general como contenido en Cl (mg/L); 6.– SA = situación actual y 7.– SP = situación precedente. Los detalles se comentan en Ballesteros et al. (2016) y Renau–Pruñónosa (2013).

Los componentes se obtienen como sigue, con la relación de rangos que se detallan en la Tabla 7.10.2.

S = área en que el contenido en Cl del agua subterránea $> V_r$ (tomando por defecto $V_r = 250$ mg/L Cl), obtenida si es posible a partir una cartografía en la que se han marcado 5 zonas entre las isóneas V_r , $2V_r$, $4V_r$ y $8V_r$. Se calcula $S = S_p/S_t$ y $S_{an} = \text{área con Cl} > nV_r$ (entre n y $n + 1$).

I = intensidad de la intrusión = $\sum(S_{an} \cdot Cl_n)/S_a$, sumando el valor de cada zona

T = temporalidad o estacionalidad según fluctuaciones, que refleja la facilidad o no de que el acuífero se recupere hasta el estado inicial. Para obtener el valor T se requiere disponer de una serie de datos de valores máximos y otra de valores mínimos anuales de los cloruros, aunque no sean completas, con las que se calcula en valor medio de las diferencias de cada año. T es ese valor medio dividido por el valor medio de los máximos. Si hay solo un dato anual y σ es la desviación estándar de la serie de datos, se toma $T = 1,25 \sigma$.

E = valor medio del contenido en Cl en la superficie total, de los 4 años más recientes, dividido por el valor medio en la misma superficie para esos 4 años; se di-

ferencia entre que el contenido esté creciendo, estable o decreciendo.

Cada componente tiene un valor numérico y un valor alfanumérico (salvo para E) con una letra que indica la cualificación del estado de intrusión marina: N = no hay (*null*), L bajo (*low*), M medio (*medium*), H alto (*high*) y E extremo (*extreme*).

El valor numérico de SITE es

$$SITE = \frac{3S + 3(S/4)I + T + E}{30}$$

y varía entre un máximo 1 para un acuífero totalmente salinizado y 0 para acuífero no afectado por intrusión marina.

El valor alfanumérico de SITE es la secuencia de letras de cada componente según su orden, más el numérico de E.

El valor numérico de SITE indica

Rango	<10	0,11-0,25	0,26-0,50	0,52-0,75	0,76-1,00
Presión o situación de la intrusión	No hay	Bajo	Medio	Alto	Extremo

Tabla 7.10.2 Rangos, caracterización y códigos numérico (CN) y alfanumérico (CAN) de cada componente (C) del indicador SITE (Ballesteros et al., 2016).

C	Rango	Caracterización	CN	CAN
S	0,00-0,10	no hay	0	N
	0,11-0,25	bajo o localizado	1	L
	0,26-0,50	mezclado o zonal	2	M
	0,51-0,75	alto o general	3	H
	0,76-1,00	extremo o total	4	E
I ^(*)	$\leq V_R$	no hay o muy bajo	0	N
	$P_R - 2V_R$	bajo	1	L
	$2V_R - 4V_R$	moderado	2	M
	$4V_R - 8V_R$	alto	3	H
	$> 8V_R$	extremo	4	E
T	0,0-0,10	no hay	0	N
	0,11-0,20	bajo	1	L
	0,21-0,30	moderado	2	M
	0,31-0,40	alto	3	H
	>0,40	muy alto	4	E
E	<0,85	recuperación significativa	-2	-2
	0,85-0,97	recuperación moderada	-1	-1
	0,98-1,02	estable	0	0
	1,03-1,15	deterioro moderado	1	1
	>1,15	deterioro significativo	2	2

(*) se puede tomar $V_R = 250 \text{ mg/L Cl}$.

Algunas de las propuestas de indicadores de intrusión marina hacen referencia a la evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero costero a la intrusión marina (Werner, et al., 2012), que es un enfoque en parte distinto al de la valoración del estado cuantitativo y cualitativo de un acuífero costero.

En general, se entiende por susceptibilidad una cuantificación del cambio de una propiedad extensiva (por ejemplo la superficie afectada) al variar una propiedad intensiva (por ejemplo la salinidad), aunque en el ámbito sanitario se entiende por individuo susceptible a un miembro de la población en riesgo cuantificado de ser infectado por una enfermedad y en ciencias del medio ambiente la susceptibilidad a los gérmenes patógenos es la proporción a la que una planta, complejo vegetal o comunidad ecológica podría sufrir daño si fuera expuesta, pero sin tener en cuenta la probabilidad de la exposición. La vulnerabilidad tiene en cuenta el efecto de la exposición, dado como probabilidad de exposición. Son términos usados de distinta manera según los distintos colectivos y además pueden diferir según el ámbito lingüístico. Algo similar sucede en torno a la designación riesgo.

Se entiende por riesgo (*hazard* en inglés), el posible daño (contaminación, destrucción,...) asociado a que se produzca una determinada acción o proceso. La valoración del riesgo (*risk* en inglés) es la cuantificación del riesgo en las condiciones reales (población, intensidad de la fuente,...), frecuentemente como probabilidad de que suceda la acción o proceso que se considera. La valoración del riesgo suele hacer referencia al coste económico asociado a un daño y sus consecuencias y pérdidas potenciales o a que rebasen ciertos umbrales. La valoración del riesgo de un suceso en un territorio se puede representar cartográficamente.

El análisis del riesgo presupone identificar y cuantificar los diferentes factores que intervienen y combinarlos probabilísticamente. Los factores se combinan dando peso a cada uno (proceso con contenido subjetivo) y graduando los factores por su cuantificación o atribuyendo intervalos a los que les asigna un valor numérico. Eso permite incorporar factores de difícil cuantificación.

Un clásico ejemplo de riesgo es el de la vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero, como se usa en el método DRASTIC (Aller et al., 1987), que se puede convertir en valoración del riesgo, definido como la proba-

bilidad que se rebasen ciertos umbrales en una situación determinada una vez que se conocen los flujos máxicos de entrada. Una alta vulnerabilidad, pero sin entrada de contaminante, tiene un riesgo nulo, mientras que lo tiene elevado aunque la vulnerabilidad sea pequeña cuando hay una gran entrada de contaminante. La determinación y medida de la vulnerabilidad es una herramienta para promover un contexto social que sea resiliente a los desastres (Birkmann, 2006).

La evaluación cuantitativa requiere calcular dos componentes del riesgo (R): la magnitud de la pérdida potencial (P) y la probabilidad (p) de que la pérdida se produzca:

$R_i = P_i \cdot p(P_i)$
en la que el subíndice i hace referencia a un riesgo específico. El riesgo total es:

$$R_t = \sum R_i$$

El riesgo asociado a la calidad del agua por contaminación química desde la superficie se puede definir como (Simpson et al., 2014):

$R_s = V_s \cdot p$
en la que R_s es el riesgo referente a la calidad, V_s su vulnerabilidad y el subíndice s hace referencia al aspecto sanitario. Esta ecuación difiere de la que expresa el R_t en que la probabilidad está incluida en el término V_s . Simpson et al, (2014) calculan el riesgo espacial referido a la calidad del agua R_s mediante mapas de vulnerabilidad V y de pérdida potencial P. La vulnerabilidad incluye la susceptibilidad del acuífero a la amenaza del riesgo y la probabilidad de ocurrencia que se asocia a cada amenaza de riesgo, resultando $V_s = S_A \cdot T_s$, en la que S_A es la vulnerabilidad del acuífero y T_s la amenaza de riesgo.

En el caso de islas pequeñas, se puede considerar la combinación de riesgo químico (salinidad) asociado a los usos del territorio (principalmente la extracción de agua subterránea, pero también los excedentes de riesgo y la infiltración de aguas usadas), el ascenso progresivo del nivel del mar, las inundaciones de tormenta y en su caso la posible menor recarga por cambio climático (Holding y Allen, 2015a). Esto implica evaluar la susceptibilidad del acuífero, evaluar la amenaza de riesgo e incorporar las pérdidas. Estos términos se pueden combinar según muestra la Figura 7.10.3.

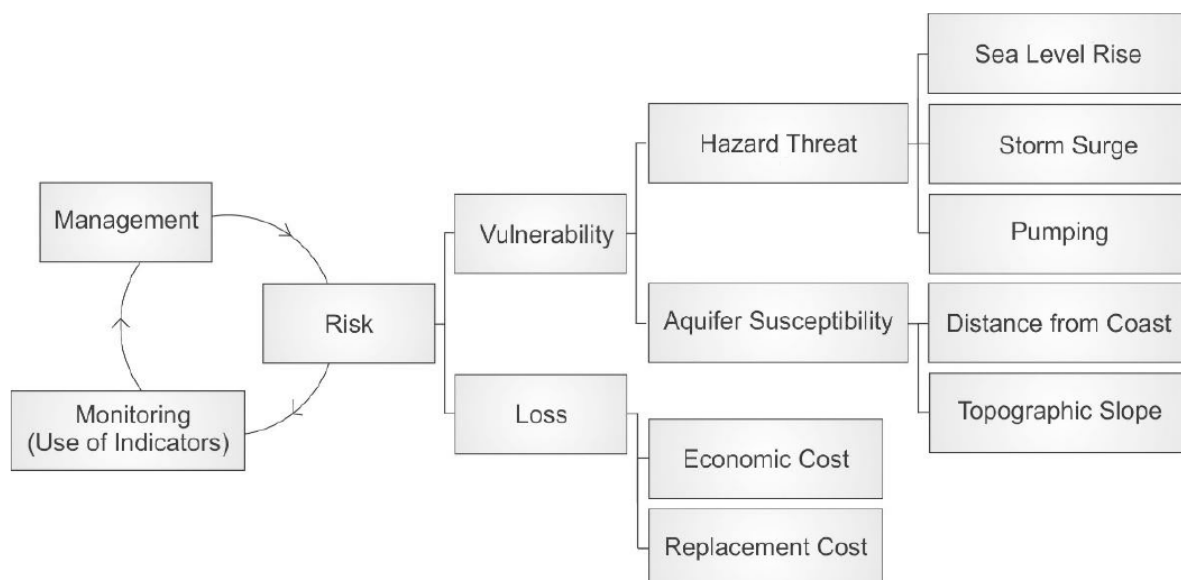


Figura 7.10.3 Diagrama de flujo de la evaluación del riesgo a la intrusión marina en pequeñas islas de roca fracturada (Klassen y Allen, 2017).

La vulnerabilidad del acuífero se puede evaluar según medidas específicas que identifiquen las áreas más susceptibles a la intrusión marina (por ejemplo la distancia a la costa y el gradiente topográfico) o bien según las propiedades del acuífero que favorezcan la recarga de posibles contaminantes salinos desde la superficie o desde el litoral.

La evaluación del riesgo se hace teniendo en cuenta las consecuencias de la pérdida de la fuente de agua dulce local. Esta evaluación del riesgo se puede utilizar después para identificar aquellas áreas en las que se deben realizar observaciones.

Los factores de estrés (*stressors*), como el cambio global y climático, sean naturales o artificiales, pueden tener un impacto potencial sobre el balance de agua en los acuíferos costeros e insulares (Holding y Allen, 2015b). Por lo tanto, se requiere evaluar la seguridad de disponibilidad de agua dulce en áreas costeras, como se hace mediante la evaluación y gestión del riesgo.

La aplicación de los principios de conocimiento del riesgo a los sistemas ambientales es algo relativamente novedoso, aún en evolución (Peterman y Anderson, 1999). Se ha aplicado a la contaminación en general, pero no a la salinización de acuíferos costeros. En acuíferos costeros se considera la salinización debida a la intrusión marina que se deriva de la penetración progresiva de la cuña salina, inundación por agua ma-

rina de la franja costera y el exceso de bombeo. Esta salinización se puede producir desde arriba, lateralmente o por debajo. Cada una de estas vías requiere una diferente conceptualización del riesgo y del modo de evaluarlo.

La subida del nivel del mar reduce el gradiente hidráulico en acuíferos condicionados por la topografía (Michael et al., 2013), el cual puede además verse afectado negativamente por la posible menor recarga si hay un calentamiento ambiental. El gran oleaje costero en grandes tormentas erosiona el litoral y lo hace retroceder o lo inunda produciendo salinización localizada; los efectos dependen de la morfología de la línea de costa y la topografía del fondo marino, en especial si se producen concentraciones que aumenten el tamaño de ola.

La explotación de agua subterránea favorece el avance de la cuña salina y la formación de conos salinos ascensionales.

Para el análisis del riesgo se identifican los diferentes factores y se dan pesos a las diferentes categorías de cada factor:

1. Extracción de agua subterránea. La graduación se puede hacer según la densidad de pozos de cada tipo de uso por unidad de área o en cada celda en que se divida el territorio. Se considera el número o fracción de pozos que superan un cierto valor de la conductividad eléctrica; allí donde hay más propor-

ción de esos pozos hay mayor riesgo empírico de salinización

2. riesgo de inundación por agua marina en tormentas como consecuencia de grandes tormentas y maremotos; supone determinar una elevación de referencia y cartografiarla según la información de que se disponga
3. morfología de la costa, por ejemplo según la distancia al litoral de una determinada profundidad del fondo marino
4. pendiente topográfica

La cartografía cuantificada de estos riesgos costeros y los mapas de riesgo por bombeo se multiplican por el mapa de susceptibilidad a los mismos para crear dos mapas de vulnerabilidad del acuífero, uno al bombeo y otro a los riesgos costeros, que se adicionan.

Las pérdidas o consecuencias para un acuífero costero se pueden evaluar como a) las consecuencias económicas debidas a la salinización del agua disponible para usos urbanos e industriales y para agricultura, b) los impactos en la salud humana, sobre los sistemas ecológicos y sobre las actividades industriales y comerciales y c) los daños debidos al aumento de corrosión. En el caso de la agricultura, la salinización implica pérdida de productividad o de la calidad del producto, una posible degradación del suelo y, si es importante el daño, el abandono de la actividad de regadío. Solo en agricultura de alta productividad se considera el coste de traer nueva agua y en su caso de efectuar mezclas o tratar con membranas para reducir la salinidad. En ocasiones cabe considerar el coste adicional de tratamientos correctores del contenido iónico, tanto para la salud del cultivo como para conservar el suelo. En abastecimiento urbano, rural, industrial, comercial o turístico, el coste se puede valorar por el que tendría una traída

de agua o, en lugares lluviosos, la de la recolección de agua de lluvia, si las demandas de agua no están en exceso concentradas.

En general, profundizar los pozos en acuíferos costeros no es una alternativa viable, salvo que se existan acuíferos profundos bien protegidos contra la salinización. Cabe considerar el desplazamiento de los pozos a otros lugares, lo que implica el coste de nuevas captaciones (en general más profundas) y nuevas y más largas conducciones, además del frecuentemente mayor coste de extracción. Las pérdidas también se pueden evaluar como el cambio en el valor de la propiedad si no hubiera agua disponible o como el incremento de coste para una empresa de abastecimiento. Los impactos ambientales también han de ser considerados.

Las diferentes formas de caracterizar de pérdidas pueden cambiar notablemente la valoración del riego total.

La gestión de un acuífero costero y de los valores ecológicos asociados requiere estudios que consideren los humedales costeros y el papel del agua continental descargada al mar. En general, no se dispone de suficientes datos, con lo que hay que recurrir a tratamientos simplificados. Esto tiene el defecto de que la orientación que se dé al tratamiento influye notablemente en los resultados. Es frecuente que la administración del agua adopte la postura de maximizar la cantidad de agua extraíble para usos humanos y que la descarga al mar sea un caudal residual en el balance de agua que busca limitar la penetración de la intrusión marina. En acuíferos costeros pequeños se suele buscar que los pozos próximos al litoral que haya que conservar no se salinicen durante el periodo estival. En ocasiones se alude al caudal de descarga al mar como un caudal ecológico, lo que es posiblemente una denominación poco afortunada, como se comenta en el Capítulo 4.

7.11 Gestión de carácter administrativo

Buena parte de las posibles acciones de gestión por parte de la administración pública están contenidas en regulaciones y normativas (Capítulo 5). Tienen distintos fines, desde el simple cumplimiento de disposiciones y mandatos y de carácter estadístico, a la toma de decisiones. En general, la visión es la de un territorio extenso; en el caso de acuíferos costeros, la visión es la de una franja de notable longitud, con lo que se pierde el detalle que con frecuencia se requiere, pero

que después se resuelve si se aplica debidamente el principio de subsidiariedad.

Un primer paso necesario es el conocimiento, a la escala apropiada a la acción de arriba abajo a partir de las redes de observación disponibles. Esto supone la existencia de una base de datos unificada o de bases de datos relacionadas y accesibles a todos los que las han de utilizar y a los usuarios. Lamentablemente, esta

no es la situación común. Por otro lado, las bases de datos se han de mantener continuamente actualizadas, lo que requiere protocolos de entrada de datos bien diseñados y con diversos puntos de entrada, incluso desde los usuarios, después de pasar filtros.

La Figura 7.11.1 muestra esquemáticamente los pasos para determinar el impacto de la intrusión marina en

los acuíferos costeros españoles a partir de los datos de las redes de control y de los criterios normativos, siguiendo las instrucciones de planificación hidrológica de las Demarcaciones Hidrográficas españolas dependientes del Gobierno del Estado. Esto conduce a la determinación del riesgo de intrusión marina, sin cuantificarlo, para seguir lo dispuesto en cuanto al estado de las MASb costeras (Tabla 7.11.1)



Figura 7.11.1 Esquema que muestra los pasos para determinar el impacto de la intrusión marina a partir de los datos de las redes de control y de los criterios normativos, siguiendo las instrucciones de planificación hidrológica de las Demarcaciones Hidrográficas españolas dependientes del Gobierno del Estado.

Tabla 7.11.1 Determinación del riesgo de intrusión marina no cuantificado, para seguir lo dispuesto en cuanto al estado de las MASb costeras.

Riesgo		Impacto global			
		Comprobado	Probable	Sin impacto	Sin datos
Presión global	Significativa	Riesgo seguro	Riesgo seguro	Riesgo nulo	Riesgo en estudio
	No significativa		Riesgo en estudio		Riesgo nulo
	Sin datos				Riesgo sin definir

Para una evaluación lo más precisa posible, hay que combinar todos los elementos necesarios disponibles y en su caso crear un modelo de simulación al nivel de

detalle que cada caso requiere, que sirva de apoyo. La Figura 7.11.2 muestra los pasos que se deberían dar.

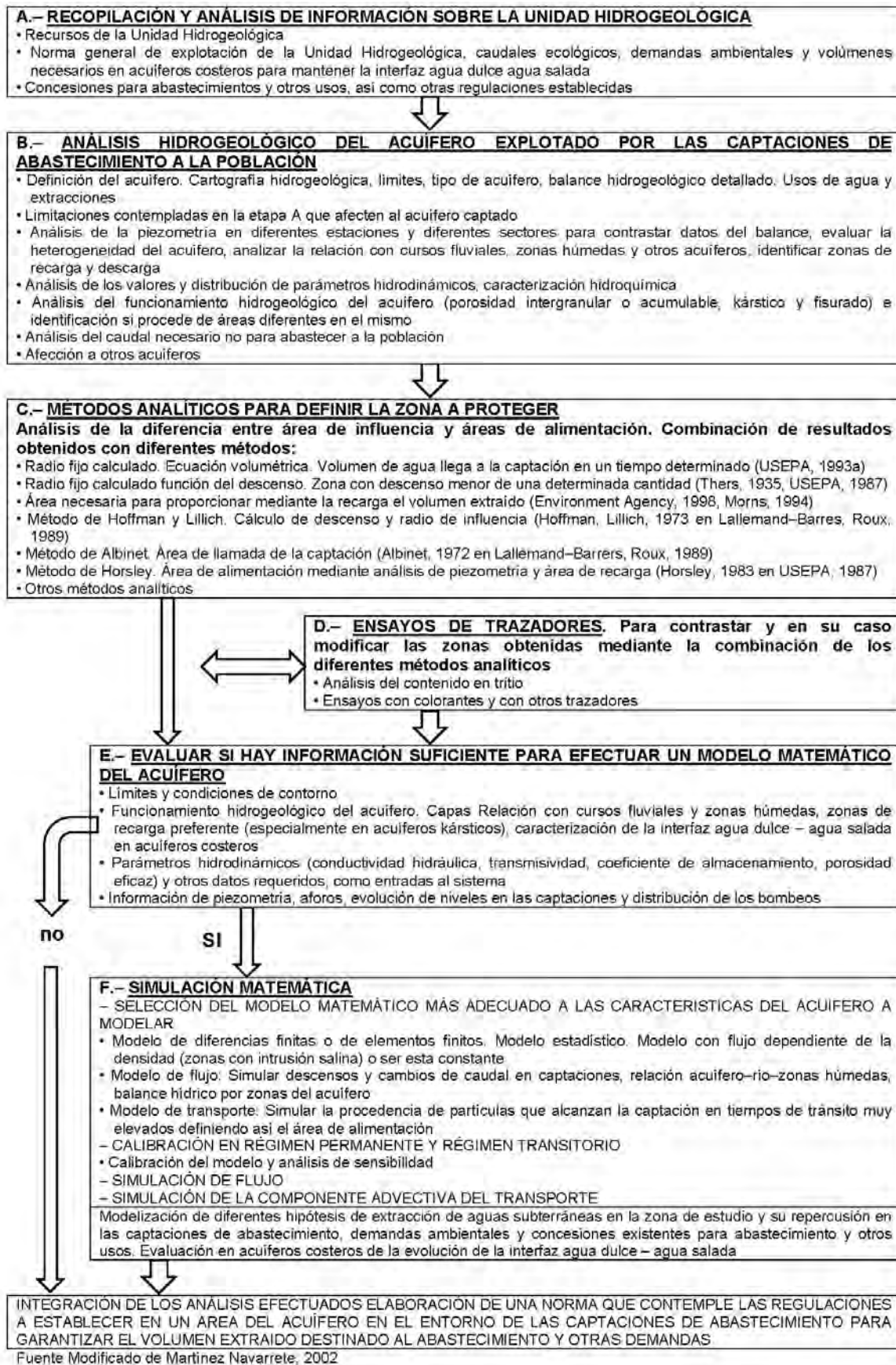


Figura 7.11.2 Pasos que se deberían dar para la evaluación de un acuífero (Martínez Navarrete y García García, 2003).

En primera aproximación, en las áreas más intensamente afectadas por intrusión marina es necesario reducir los volúmenes de explotación y no se debe permitir la existencia de niveles por debajo del nivel del mar, aunque esto último puede ser una norma en exceso restrictiva en cuanto a los recursos extraíbles.

Por cálculo del flujo o por balance de agua del acuífero es posible determinar el rango de caudales de descarga al mar, aunque con notable incertidumbre, aún en casos estacionarios a largo plazo. Si los niveles piezométricos tienden a descender, no existe tal estado estacionario. En áreas con régimen pluviométrico notablemente variable, tanto estacional como interanualmente, como es el caso del litoral mediterráneo, la recarga puede variar mucho de unos periodos a otros. En el caso de acuíferos pequeños, el estado de intrusión marina lateral o por ascenso salino puede modificarse con cierta rapidez. En estas condiciones, los balances hídricos realizados para largos periodos de tiempo son sólo indicativos, con coeficientes de variación muy elevados. Se pueden establecer balances de agua para cortos periodos de tiempo, pero las notables reservas de muchos acuíferos costeros pueden y suelen distorsionar la relación directa causa–efecto entre eventos de recarga, explotación y las salidas al mar. Esta distorsión implica una propiedad importante de los acuíferos para la regulación de la disponibilidad de recursos de agua.

Como los mecanismos de flujo, las características hidrogeológicas y la explotación no son homogéneos en el espacio, la entrada lateral subterránea no es uniforme y puede no producirse en algunos sectores. Así, los balances de agua deberían ser sectoriales.

La determinación de la posición de la interfaz puede ser aceptable si se dispone de acceso directo hasta la misma, pero presenta serias dudas si se calcula a partir de medidas piezométricas. La estimación de caudales subterráneos de salida al mar puede hacerse en primera aproximación asumiendo hipótesis y estableciendo rangos más o menos amplios en función de la calidad de los datos de partida y de las variaciones naturales.

En la Cuenca del Júcar se ha elaborado el concepto VER (volumen ecológico de remediación) (Renau–Pruñonosa, 2013; Renau–Pruñonosa et al., 2014; 2016), que está enfocado a maximizar la explotación del acuífero bajo unas ciertas restricciones, pero no involucra conceptos medioambientales específicos. El VER se ha aplicado a la Plana de Oropesa–Torreblanca (Renau–Pruñonosa, 2013).

Con el VER se trata de determinar el volumen mínimo en que hay que reducir los bombeos anuales para mantener una situación estacionaria en la cual la intrusión marina sea menor o igual a la estimada en régimen natural para el sistema (intrusión de referencia). Esta metodología requiere lograr la situación piezométrica que propicie el flujo adecuado de descarga al mar mediante la reducción de bombeos.

El VER se puede calcular para años húmedos (VERh), medios (VERm) y secos (VERs), utilizando modelos matemáticos de flujo, que pueden considerar densidad variable, pero con flujos importantes (la convección es dominante) puede bastar considerar densidad constante.

De manera sintética, el procedimiento de cálculo del VER se puede dividir en tres fases:

1. determinar el régimen natural (de referencia) en ausencia de bombeos, partiendo del modelo de flujo
2. delimitar y disminuir las áreas afectadas por la intrusión marina. Se parte del modelo en régimen influenciado para identificar las áreas donde existe intrusión marina y los pozos situados en las mismas que son los causantes directos de la depresión del nivel piezométrico por debajo de 0 m snm en las cercanías de la costa. Después se disminuye un 10% los bombeos seleccionados y se vuelve a ejecutar el modelo para obtener otra situación en la cual la superficie afectada por la intrusión marina puede coincidir o no con la del modelo. A continuación se vuelve a delimitar la zona con intrusión y los bombeos causantes de este nuevo escenario. En ellos se vuelve a disminuir un 10% las extracciones y se ejecuta otra vez el modelo para obtener una nueva superficie afectada. Este proceso se repite tantas veces como sea necesario hasta que la piezometría del modelo resultante a) esté por encima del nivel del mar en el caso de intrusión de referencia nula o b) se asemeje a la misma en el caso de existir intrusión marina de referencia
3. se calcula el VER de la intrusión marina, que es el volumen de agua procedente de la reducción de los bombeos que se ha tenido que aplicar para conseguir el equilibrio del sistema

El método adolece de algunos problemas conceptuales al no incorporar adecuadamente la respuesta diferida de la intrusión marina, lo que es importante para la utilización de un acuífero costero como reserva para picos de demanda y situaciones estivales.

7.12 Gestión de la explotación de agua subterránea en los acuíferos costeros españoles

La explotación intensiva de aguas subterráneas, incluyendo la de los acuíferos costeros, ha sido el motor de la economía de numerosas áreas españolas, pero ha hecho que la economía local dependa en muchos lugares excesivamente del regadío, además de un desviado sentimiento social de que la importancia y peso de la economía lograda es tal que merece el apoyo público en forma de subvenciones, que pagan otros. Puede ser un modelo ya agotado, de modo que haya llegado el momento de un cambio de paradigma.

Las propuestas de gestión de la explotación intensiva de los acuíferos costeros y de los acuíferos en general, tal como es tradición y se reflejan en los planes hidrológicos, van en gran parte orientadas a la oferta de agua para responder a la demanda y a lo que se designa como déficits de agua (diferencia entre una demanda calculada o potencial y los recursos medios de agua disponibles calculados de distintas maneras) y a atender a su posible crecimiento, aunque actualmente se acepta que no debe producirse. Se han realizado importantes esfuerzos para aumentar la eficiencia del riego y reducir pérdidas de agua en conducciones, distribuciones y almacenamientos, incluyendo los usos urbanos, aunque se conoce mal la real eficacia y rentabilidad de las importantes inversiones públicas que se han hecho. Prácticamente no se aborda un cambio de paradigma, aunque parte de la sociedad informada parece ser consciente de su necesidad.

Entre las diferentes acciones complementarias estructurales para aumentar los recursos locales en acuíferos costeros están:

- Explotación de acuíferos conectados con ríos con la intención de que luego se recarguen en época de caudales altos.
- Construcción de presas para facilitar que el agua se infiltre.
- Pequeñas represas en barrancos y ramblas y derivaciones para favorecer la infiltración y medidas periódicas de conservación y reparación.
- Regular manantiales por bombeo de forma que mermen en época de gran demanda para luego restablecerse en épocas de escasa demanda. El agua extraída puede ser con mayor caudal que el natural del manantial del momento. El agua captada puede usarse para simular que el manantial sigue manando y para mantener el curso fluvial aguas abajo.

- Redistribuir extracciones para aliviar la situación de los acuíferos más intensamente explotados o con problemas de salinidad.

Entre las acciones de gestión de la demanda no estructurales cabe considerar:

- Mejorar la eficiencia de riego, en parte para evitar la evapotranspiración no útil, aunque manteniendo los retornos de riego inevitables para no salinizar el suelo.
- Eliminar cultivos no rentables, en especial los de alta demanda de agua. Los productos necesarios para el consumo local se pueden obtener a través de su importación desde otras áreas, como agua virtual.
- Limitar el riego de jardines y áreas verdes residenciales e introducir en los mismos plantas de bajo consumo de agua, muchas de ellas típicas de la flora local.

Entre las acciones de gestión para controlar y reducir los efectos negativos de la explotación de los acuíferos costeros está el aporte de agua al área con problemas. Para que ese aporte sea para reducir las extracciones por sustitución de caudales de agua y no para aumentar el uso de agua, se requiere vigilancia y medios físicos, administrativos y legales para corregir desvíos, además de voluntad política. El agua a aportar puede ser superficial, subterránea procedente de otros lugares o desalinizada o regenerada. Las acciones específicamente dirigidas a reducir la explotación de los acuíferos sin aportar nueva agua son menos comunes.

La adopción de medidas acarrea costes y repercusiones económicas y sociales. Hay pocos estudios al respecto. Este aspecto sólo se aborda marginalmente en la planificación hidrológica. Las herramientas modernas de gestión de agua y de acuíferos de un determinado territorio complejo incluyen modelación, tanto hidrológica (Andreu et al., 1996) como socio-económica (Molina et al., 2010; 2013; Kuwayama y Brozović, 2012). La primera depende en buena parte de datos hidrológicos e hidrogeológicos de procedencia oficial, pero para la segunda es esencial la participación de los usuarios, preferentemente organizados en asociaciones y entes de responsabilidad colectiva. La intrusión marina en los acuíferos costeros introduce complicaciones adicionales. Algunos datos complementarios del Levante español y de Gran Canaria y Tenerife pueden encontrarse en MASE (2015).

El nivel de información hidrológica e hidrogeológica para la gestión de los acuíferos costeros es generalmente pobre y ha ido empeorando desde hace más de dos décadas, en parte por haber pasado la operación y mantenimiento de la red de observación en muchas áreas, del IGME, bien equipado en personal local, medios y conocimiento para hacerlo, a las autoridades de agua, con escasa experiencia y conocimiento, infra-dotadas y poco propensas a realizar estas funciones. También, con la excusa de la reciente crisis económica, se ha reducido la actividad de observación. El resultado es una pérdida de conocimiento del estado de los acuíferos costeros, coincidente con mayores exigencias de planificación. Son escasas las redes de observación de estudio. En general, los puntos controlados lo son para ver evoluciones, con un cubrimiento territorial escaso y observaciones de las que con frecuencia se conoce mal su representatividad. En general, las propuestas de redes de observación de los planes hidrológicos se basan en criterios de densidad superficial, que no ponderan bien la importancia relativa económica, social y ambiental de partes del acuífero y en especial de los costeros. En diversos acuíferos costeros, la red de observación no incluye ningún punto representativo del estado de intrusión marina.

No se ha encontrado ningún estudio que analice la optimización de la red de observación de un acuífero costero que conjugue la necesidad de conocimiento, con la de obligaciones administrativo-legales y con que su coste sea adecuado y proporcionado al valor del recurso de agua y del medio ambiente. Ha primado el seguimiento de normas al de una reflexión.

En casos de emergencia, en general debidos a periodos de acentuada sequía, en los que, además de la escasez de agua, se incrementa el deterioro de la calidad por salinización en los acuíferos costeros locales, no es raro que por motivaciones políticas, bienintencionadas pero desenfocadas, y también oportunistas, se tomen decisiones estructurales muy costosas y poco eficaces. Estas decisiones además crean cargas económicas que dificultan las actuaciones posteriores que se deberían hacer para paliar futuras actuaciones, infraestructurales o no. Un caso paradigmático fue la traída de agua a Barcelona en barco-tanque desde Marsella, durante unos meses, en la sequía de 2007, a un coste de 19 €/m³ y un gasto total de 9 M€ y sin que ello resolviese el problema ocasional, pero contribuyendo a una pesada y paralizante deuda económica.

Algunas acciones de gestión de acuíferos costeros catalanes adoptadas por la ACA (Agència Catalana de l'Aigua) en su plan hidrológico (según datos resumidos presentados en la reunión anual de las CUAS catalanas en Capellades, en 2015) son:

- Sin inversiones específicas en el Baix Ter. Reducir las extracciones de 7 a 6 hm³/a en el sector Gualba-Estatit, para elevar los niveles freáticos. Mantener una red de observación de 42 puntos de calidad y 13 de nivel (0,33 puntos/km²)
- Continuar la operación de la planta desalinizadora del delta de La Tordera, de 20 hm³/a, para mantener la mejora de niveles y calidad obtenida anteriormente
- Explotación de la infraestructura existente en la Vall Baixa y Delta del Llobregat, con aporte de 125.000 €/a por la ACA y 908.000 €/a por otros. Para aspectos en relación con la intrusión marina, en el segundo ciclo de planificación se ha previsto 42 M€ (25 M€ por la ACA y 17 M€ por otros), que incluye 8 M€ (6 M€ por la ACA y 2 M€ por otros) para las balsas de recarga artificial de Santa Coloma y 5 M€ por la ACA para el mantenimiento de la barrera hidráulica costera para limitar la intrusión marina. Red de observación de 51 puntos de calidad y 33 de nivel (0,47 puntos/km²).

Las actividades específicas para la gestión de los acuíferos costeros españoles son escasas. Algunas de las encontradas se refieren a cómo optimizar las diferentes fuentes disponibles de agua. Tales son las referentes a cómo utilizar la recarga artificial para reducir la intrusión marina en los pequeños acuíferos costeros catalanes (Pérez-Paricio, 2007), en la Marina Alta de Alacant (De la Orden Gómez y Murillo, 2003), la gestión en la Marina Baixa de Alacant (Murillo y Castaño Castaño, 2003), delta del Andarax (Van Cauwenbergh, 2007; 2008), Campo de Dalías (Pulido-Bosch et al., 2000), Río Verde de Almuñécar (Padilla et al., 1997), río Torrox (Fernández et al., 2012) y río Vélez (García-Aróstegui et al., 2003; 2007).

A continuación se resumen dos acciones en Cataluña, una de gran alcance en la Vall Baixa y Delta del Llobregat y otra local en Port de La Selva. El contexto hidrogeológico está en la Sección 3.2 del Capítulo 3.

La importancia del sistema acuífero del Baix Llobregat ha estado muy clara en la mente de los ingenieros responsables del abastecimiento a Barcelona, así como

de la autoridad del agua (Niñerola et al., 2009; Custodio, 2012c). Así, en la década de 1940 se inició una estimulación de la recarga en la parte alta del valle bajo mediante un cuidadoso escarificado del lecho del río. A finales de la década de 1960 se pusieron en operación pozos de recarga en la parte baja del valle bajo, con pozos duales o especialmente dedicados para inyectar excedentes del agua del río, potabilizada en la planta de Sant Joan Despí, y actualmente la operación de balsas de recarga. Estas medidas han sido diseñadas para mantener las reservas de agua dulce en el acuífero, para ser utilizadas en momentos específicos y para el control de la intrusión marina. Tienen el efecto indirecto de disminuir la intrusión marina al permitir mantener niveles piezométricos que en promedio son más altos. La Figura 7.11.1 muestra la ubicación de las actividades de recarga artificial. Se han dedicado esfuerzos de estudio a la contención de la intrusión marina en la costa. Se operó una instalación experimental de inyección de agua dulce y bombeo de agua salina. Actualmente se dispone de una barrera de pozos de inyección a lo largo de la costa alimentados con agua residual regenerada, con tratamiento terciario avanzado en la planta depuradora del Baix Llobregat, previo un cuidadoso proceso de microfiltración, ozonización,

desinfección con radiación ultravioleta y disminución de la salinidad por ósmosis inversa (Figura 7.11.2). La previsión inicial era elevar los niveles a lo largo de la barrera hasta 1,5 a 3 m snm, aunque se ha trabajado con niveles piezométricos menos elevados. La Figura 7.11.3 muestra la situación de la barrera, construida en dos fases (Figura 7.11.4), la Figura 7.11.5 los caudales inyectados y la Figura 7.11.6 la evolución de niveles. La Tabla 7.11.1 muestra los datos generales. Los resultados obtenidos se representan en la Figura 7.11.7, con la evolución del contenido en cloruros en la Figura 7.11.8 y la de otros iones en la Figura 7.11.9. Tras tres años de funcionamiento, la operación de la barrera está suspendida temporalmente y sólo se realizan operaciones de mantenimiento. En parte es debido a haber alcanzado en la costa niveles piezométricos cercanos al del mar, con lo que ya no era posible la inyección por gravedad y era necesario hacerlo a presión. Parte de los pozos muestra deficiencias de cementación que no permiten la inyección a presión. Por otra parte, la suspensión temporal es por falta de recursos económicos a causa de la crisis económica y el poco interés de parte del sector privado al haber coincidido con un periodo húmedo con niveles altos. Está previsto reanudar el funcionamiento durante 2017.

Figura 7.12.1. Ubicación de las actividades de recarga artificial en el Baix Llobregat. 1– Barrera contra la intrusión marina, con puesta en marcha en 2009; 2– Estación depuradora de aguas residuales; en una planta adicional se produce agua regenerada con tratamiento muy avanzado, apta para inyección en la barrera contra la intrusión marina, 3– Balsas de recarga en la Vall Baixa para infiltrar aguas derivadas del río y más adelante posiblemente agua regenerada (está en ensayos); 4– Escarificado planificado del lecho del río para incrementar la infiltración del agua circulante en momentos oportunos, operativo desde 1949; 5– Pozos profundos de inyección de agua fluvial tratada procedente de la planta depuradora de aguas potables, que operan en momentos apropiados desde 1965.



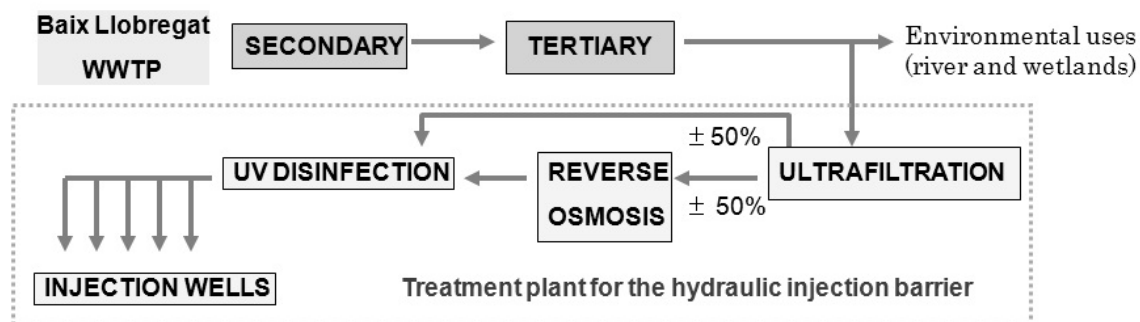


Figura 7.12.2 Tratamiento del agua destinada a la inyección en la barrera contra la intrusión marina del delta del Llobregat.

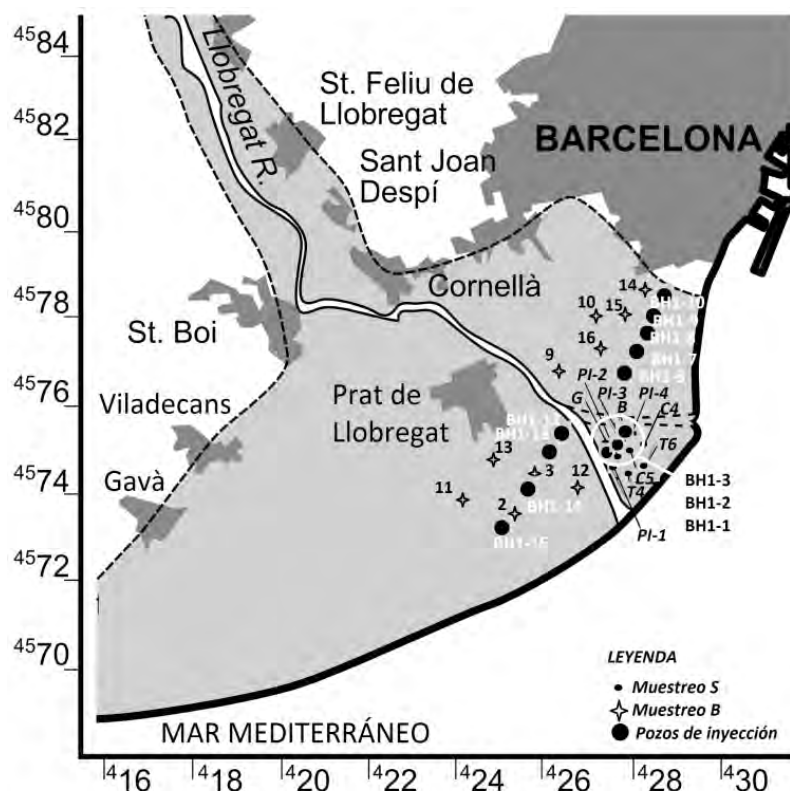


Figura 7.12.3 Pozos de inyección y sondeos de control específico de la barrera de control de la intrusión marina del delta del Llobregat. Además hay una red de pozos y piezómetros de observación, propiedad de terceros.



Figura 7.12.4 Fases de la construcción de los pozos de inyección y sondeos de control específico de la barrera de control de la intrusión marina del delta del Llobregat.

Figura 7.12.5 Evolución de los volúmenes de agua inyectados durante la primera fase de operación de la barrera. La escala de tiempos va desde 03-2007 a 09-2010. Valores en m³

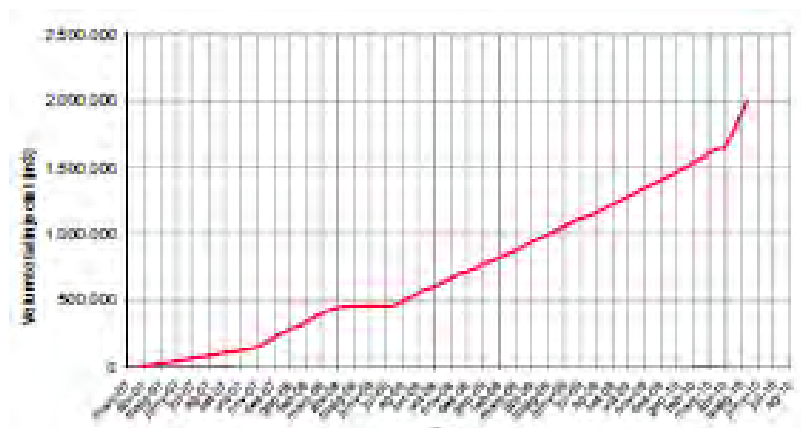
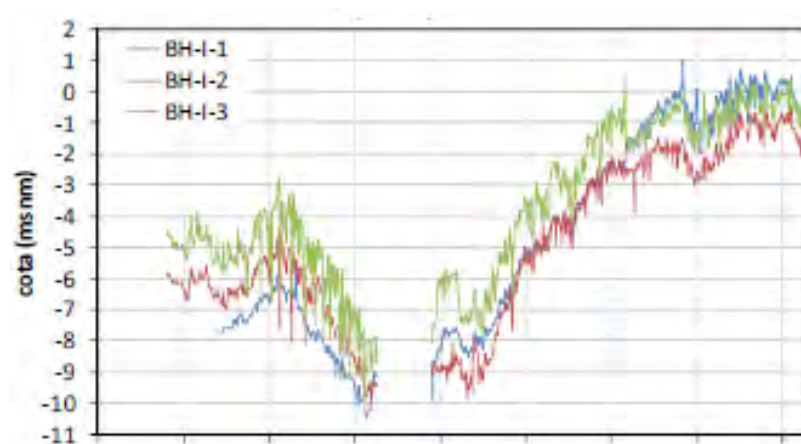


Tabla 4.12.2 Principales datos de la barrera de control de la intrusión marina del delta del Llobregat.

Construcción	1ª fase : 2009; 2ª fase: 2011; plena operación: 2012
Pozos profundos de inyección	14 (1 inutilizado) para 15.000 m ³ /d máximo
Sondeos específicos de observación	17
Limpieza	por bombeo y descarga de aire comprimido cada 2 semanas
Volumen inyectado	entre 04-2009 y 06-2010: 2,0 hm ³
Caudales aproximados	0,5 hm ³ /a (16 L/s; 15.000 m ³ /d)
Costes	
Construcción	23 M€ (80% aportado por la UE)
Fijos de operación	0,09 €/m ³
Variables	0,04 €/m ³
De energía	0,05 €/m ³ a 0,63 kWh/m ³
De asesoría	0,01 €/m ³
TOTAL	0,15–0,22 €/m³ a plena capacidad

Figura 7.12.6 Evolución de los niveles piezométricos en el entorno de la barrera.





IAH 2010 - 13

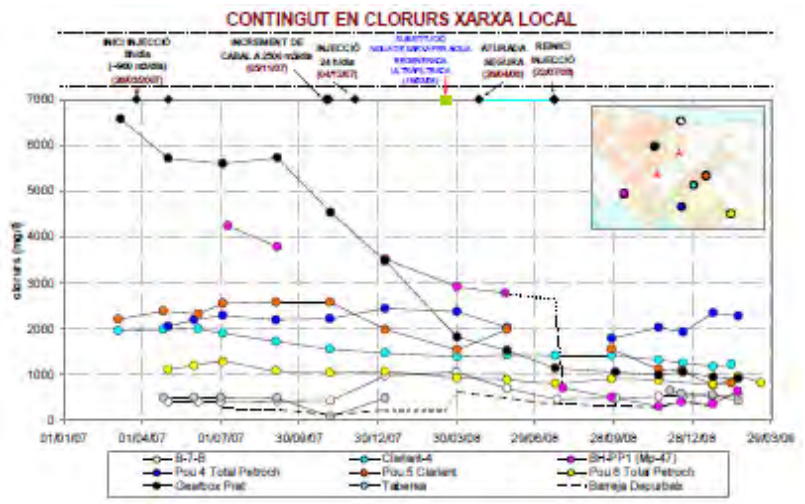


Figure 1 consists of four line graphs arranged in a 2x2 grid, showing the temporal evolution of ion concentrations (Ca, Na, K, and Mg) in the water column of the Río de la Plata estuary from March 2006 to April 2010. Each graph includes data for various sampling stations and a green line representing the 4.5% ionic ratio threshold.

- Ca (mg/L):** The y-axis ranges from 0 to 450. The x-axis shows dates from 30/03/2006 to 01/04/2010. The legend includes:
 - Red line with circles: Hecómetro - Picoeste Barro Colorado (P1) (Mg-47)
 - Red line with squares: C2-SUB - Picoeste Barro Colorado
 - Blue line with circles: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with squares: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with triangles: C2-SUB - Pico 1 Cloruro de Sodio, Na
 - Blue line with diamonds: Hecómetro - P-7-8
 - Blue line with crosses: C2-SUB - Cloruro de Sodio
 - Blue line with asterisks: C2-SUB - Agua Impacto Searles Lodigari
- Na (mg/L):** The y-axis ranges from 0 to 4,000. The x-axis shows dates from 30/03/2006 to 01/04/2010. The legend includes:
 - Red line with circles: Hecómetro - Picoeste Barro Colorado (P1) (Mg-47)
 - Red line with squares: C2-SUB - Picoeste Barro Colorado
 - Blue line with circles: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with squares: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with triangles: C2-SUB - Pico 1 Cloruro de Sodio, Na
 - Blue line with diamonds: Hecómetro - P-7-8
 - Blue line with crosses: C2-SUB - Cloruro de Sodio
 - Blue line with asterisks: C2-SUB - Agua Impacto Searles Lodigari
- K (mg/L):** The y-axis ranges from 0 to 140. The x-axis shows dates from 30/03/2006 to 01/04/2010. The legend includes:
 - Red line with circles: Hecómetro - Picoeste Barro Colorado (P1) (Mg-47)
 - Red line with squares: C2-SUB - Picoeste Barro Colorado
 - Blue line with circles: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with squares: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with triangles: C2-SUB - Pico 1 Cloruro de Sodio, Na
 - Blue line with diamonds: Hecómetro - P-7-8
 - Blue line with crosses: C2-SUB - Cloruro de Sodio
 - Blue line with asterisks: C2-SUB - Agua Impacto Searles Lodigari
- Mg (mg/L):** The y-axis ranges from 0 to 400. The x-axis shows dates from 30/03/2006 to 01/04/2010. The legend includes:
 - Red line with circles: Hecómetro - Picoeste Barro Colorado (P1) (Mg-47)
 - Red line with squares: C2-SUB - Picoeste Barro Colorado
 - Blue line with circles: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with squares: C2-SUB - Pico Total Petroquímica Searles II
 - Blue line with triangles: C2-SUB - Pico 1 Cloruro de Sodio, Na
 - Blue line with diamonds: Hecómetro - P-7-8
 - Blue line with crosses: C2-SUB - Cloruro de Sodio
 - Blue line with asterisks: C2-SUB - Agua Impacto Searles Lodigari

Se ha estudiado como gestionar óptimamente recarga, inyección y bombeo (Abarca et al., 2006).

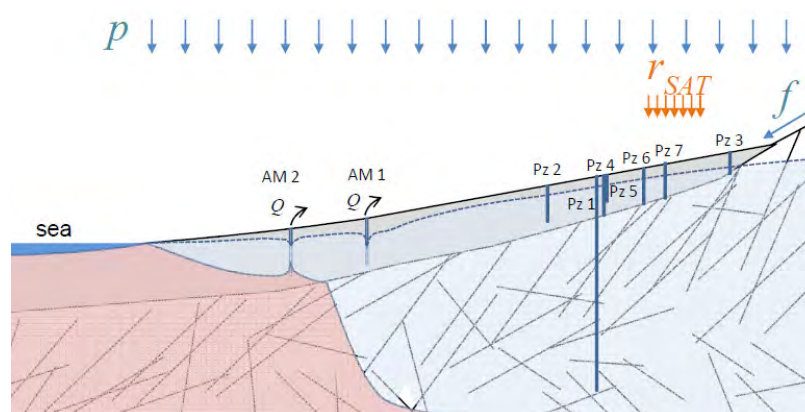
La utilización de agua regenerada para la inyección ha sido aprobada por las autoridades sanitarias dentro de estrictos condicionantes de control. Las observaciones realizadas están de acuerdo con las limitaciones y los resultados de mezcla del agua inyectada con el agua natural en el acuífero. Esta agua natural puede sobrepasar ciertos límites de potabilidad, además de los de salinidad, como el alto contenido en NH_4 . En algún caso se ha observado en las mezclas un aumento del contenido en As, probablemente resultante de su liberación del estado de sorción tras los cambios redox resultantes de inyectar un agua de alto Eh en un medio reductor. Se ha estudiado también la presencia de contaminantes emergentes (Cabeza et al., 2012).

El desarrollo de la explotación del agua subterránea en el Baix Llobregat ha sido el resultado de múltiples iniciativas privadas, con escasa intervención administrativa de la autoridad del agua. Estas primeras iniciativas anteceden a la actual Ley de Aguas de 1985, cuando el agua subterránea era del dominio privado. En el caso del Baix Llobregat, al dominar las extracciones de abastecimiento e industriales, la dispersión de iniciativas ha sido menor que en los lugares predominantemente agrícolas, ya que la mayor parte de la explotación se realiza por un número relativamente pequeño de grandes usuarios. En general, estos explotadores de agua subterránea están relacionados empresarialmente por intereses comunes y disponen de un notable nivel técnico. Tras una jornada técnica en 1972 de presentación

y discusión de los resultados obtenidos en los detallados estudios llevados a cabo por la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (predecesora de la actual Agència Catalana de l'Aigua, ACA) y el hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas, las empresas más importantes en cuanto a extracción de agua comprendieron la necesidad de gestión, de autolimitación y de protección, contando con la notable experiencia y el apoyo de la Sociedad General de Aguas de Barcelona. Así se propuso la formación de una Comunidad de Usuarios de Agua Subterránea. Se creó en 1975, amparándose en disposiciones para la protección del dominio público hidráulico de la antigua Ley de Aguas de 1886. La experiencia ha sido muy positiva. En cierta manera, su experiencia influyó en la redacción de la Ley de Aguas de 1985, que incluyó la figura de esas comunidades de usuarios de aguas subterráneas como entidades de derecho público. La Comunidad de Usuarios de Agua Subterránea del Baix Llobregat (CUADLL) ha servido de modelo para la creación de otras CUAS en el área (Queralt i Creus, 2007; Massana y Queralt, 2007) y en el resto de España. Es un ejemplo a nivel mundial.

El pequeño acuífero aluvial de Port de La Selva, en la costa norte de Cataluña, es la única fuente de abastecimiento local. La Figura 7.11.10 muestra un corte esquemático longitudinal del acuífero. La población tiene un gran incremento estival, ya que la población estable de cerca de 1000 habitantes se decuplica. Esto hace difícil el suministro de agua, cuando al final del verano, los dos pozos municipales de abastecimiento llegan a salinizarse, aunque después recuperan su calidad durante el resto del año.

Figura 7.12.10 Corte esquemático según la riera de Rubiès, en Port de La Selva, con la ubicación de los pozos de abastecimiento y del área de las balsas de recarga (SAT). En la costa, el acuífero tiene un espesor de 15 a 20 m. Se ignora si hay formaciones cuaternarias de relleno del posible encajamiento tardi-pleistoceno del barranco o éste no existe a causa de la elevada pendiente del cauce.



El diseño de la EDAR es para 11.550 habitantes equivalentes y tiene capacidad de tratamiento para 500 m^3/d en invierno y de 2500 m^3/d en verano. El vertido se hace al final de la riera de Rubiès, con una descar-

ga con válvula que impide el retorno, a fin de que no penetre superficialmente agua marina. Hasta ahora se vierte el 98% del agua tratada y el 2% se reutiliza para usos municipales de limpieza y jardinería. Se puede

distribuir el efluente tratado en verano para riego de jardines privados a través de una red separada. El actual tratamiento terciario es para 600 m³/d. Dispone de filtración en varias capas de arena, tratamiento con rayos ultravioleta y cloración, aunque se está tratando de suprimir la cloración para no originar compuestos indeseables en el agua regenerada para su posible reutilización por inyección. En invierno, el agua depurada podría ser utilizada para recarga del acuífero, si el grado de eliminación de componentes nocivos es suficiente y el tiempo mínimo de tránsito por el acuífero, entre el lugar de recarga y el de captación, es suficientemente largo. Se puede pensar en cerrar el ciclo en un 25% y hacer el sistema sostenible.

Dentro del proyecto de investigación europeo DEMOWARE se construyeron tres balsas de recarga en 2015, aproximadamente 1 km aguas arriba de la EDAR y a 800 m de los pozos de abastecimiento (Figura 7.11.11). Están operativas desde noviembre de 2015, con una capacidad de 1400 m³/d (15 L/s), aunque la recarga se hace a un caudal de 200 m³/d. Esto supone el 50% de la extracción invernal del acuífero y el 8% de la estival. Sobre el aluvial de la terraza alta se ha dispuesto una capa de arena fina silíceo de unos 40 cm de espesor que tiene una capacidad de infiltración de 1 m/d. El agua aportada se descarga en el centro de cada

balsa desde debajo, verticalmente, por rebose de una tubería de 600 mm de diámetro; el entorno del lugar de salida está protegido con bloques de piedra para evitar la erosión de la arena (Figura 7.11.12). La Figura 7.11.13 muestra las extracciones diarias del acuífero y las Figuras 7.11.14 y 7.11.15 muestran las evoluciones de los niveles piezométricos en los sondeos de observación y los pozos, en los que se aprecia el efecto del inicio de la operación de las balsas de infiltración.

Hasta el momento, la única acción de mantenimiento que se ha requerido es recolocar la arena que mueve el viento y retirar caídas de la vegetación circundante. Todo el recinto está vallado para evitar penetraciones de personas y posibles accidentes. Se requiere la eliminación de la cloración del agua a recargar, que no se superen los límites de 25 mg/L NO₃, 1 mg/L de N-NH₄, 2 mg/L de P total y una conductividad eléctrica de 1500 µS/cm.

El comportamiento del acuífero se ha simulado numéricamente con el código FEFLOW. Se calcula que el tiempo de tránsito medio entre las balsas y los pozos está entre 16 y 24 meses. En estado estacionario, entre el 5 y el 30% del agua captada es agua regenerada, según la estación del año.

Figura 7.12.11 Ubicación en Port de La Selva de sus dos pozos de abastecimiento, de los puntos de observación de los niveles piezométricos y de las tres balsas de infiltración de agua regenerada



Figura 7.12.12 Una de las tres balsas de recarga de aguas regeneradas en la riera de Rubiès, en Port de La Selva, con infraestructura de salida del agua en el centro del lecho de arena sílicea calibrada sobre el terreno aluvial natural



Figura 7.12.13 Recarga artificial en el acuífero costero de Port de La Selva. Evolución a lo largo de los días de la precipitación diaria (mm) en el eje vertical izquierdo y las extracciones diarias (m³) del acuífero en el eje derecho. La precipitación es de los años 2010 a 2015 (superpuestos) y las extracciones de 2015 y parte de 2016.



Figura 7.12.14 Recarga artificial en el acuífero costero de Port de La Selva. Evolución a lo largo periodo 2014 a 2015 de la precipitación diaria (mm) en el eje vertical derecho y los niveles piezométricos (m) medidos en los sondeos de observación del acuífero en el eje vertical izquierdo.

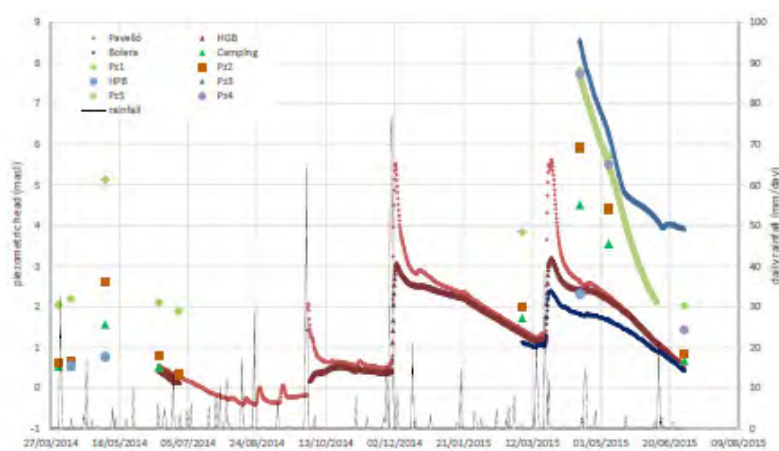
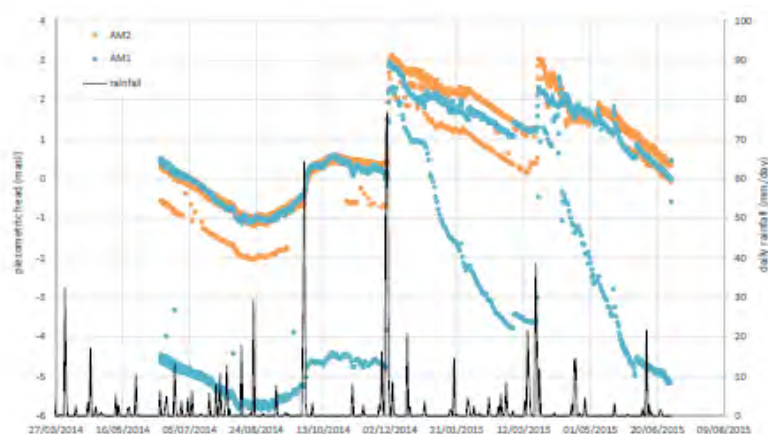


Figura 7.12.15 Recarga artificial en el acuífero costero de Port de La Selva. Evolución a lo largo periodo 2014 a 2015 de la precipitación diaria (mm) en el eje vertical derecho y los niveles piezométricos (m) medidos en los pozos del acuífero en el eje vertical izquierdo.



Se realizan estudios del riesgo a la población a causa de abastecimiento con agua regenerada. Se define de no hay riesgo por debajo de 1 virus/100 m³ (1μDALY).

Muy recientemente (enero de 2017) se ha aprobado un proyecto de 0,85 M€ para realizar pruebas piloto para ensayos para la posible la infiltración de agua residual depurada para la recuperación del acuífero de Migjorn en Menorca (Noticias ASERSA, marzo de 2017).

7.13 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad sólo del redactor.

Antonio Pulido Bosch. Prof. Hidrogeología. Universidad de Almería

Tomás Rodríguez Estrella. Prof. jubilado. Universidad Politécnica de Cartagena

Andrés Sahuquillo Herraiz. Cat. Emérito. Universitat Politècnica de València

7.14 Referencias

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[AM] Alejandro Marín. Novhidro. Torre Pacheco. Campo de Cartagena

[DR] Dionisio Rocha. Expresidente Comunidad de Regantes de Las Galletas, TF

[IME] Ignacio Morell Evangelista. Prof. Hidrogeología. U. Jaume I. Castelló.

[JSR] Jordi Serra Raventós. Prof. Geología Marina. Universidad de Barcelona

Abarca, E., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gamez, B., Batlle, F. (2006). Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resources Res.*, 42: 1–14, W09415.

Aguilera Klink, F. (1988). El agua como recurso de propiedad común: una perspectiva económica. *Estudios Regionales*, 20: 17–32.

Aliawi, A.S., Mackay, R., Jayyousi, A., Nasereddin, K., Mushtaha, A., Yaqubi, A. (2001). Numerical simulation of the movement of saltwater under skimming and scavenger pumping in the Pleistocene Aquifer of Gaza and Jericho areas, Palestine. *Transp. Porous Media* 43: 195–212.

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.H., Hackett, G. (1987). DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. USEPA Report 600/2–87/035, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, Oklahoma.

Anderson, D.J., Timms, W.A.; Glamore, W.C. (2009). Optimising subsurface well design for coastal desalination water harvesting. *Australian J. Earth Sci.*, 56: 53–60.

Andreu, J., Capilla, J., Sanchís, E. (1996). AQUATOOL: A generalized decision support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*. 177: 269–291.

- Argamasilla, M., Jiménez, P. (2012). Uso de índices e indicadores de estado cuantitativo y químico en el acuífero aluvial el río Verde (Marbella, provincia de Málaga). IV TIAC, Alicante, I: 201–211.
- Aymamí I Domingo, G. (2007). El riu subterrani de La Falconera (Garraf): notes sobre un projecte d'explotació de les aigües de finals del segle XIX. El Penedès, Primavera 2007: 89–93.
- Bakker, M. (2010). Radial Dupuit interface flow to assess the aquifer storage and recovery potential of saltwater aquifers. *Hydrol. J.*, 19: 107–115.
- Ballesteros, B.J., Morell, I., García, O., Renau–Pruñonosa, A. (2012). Propuesta de un nuevo índice para la caracterización de la intrusión marina. El método SITE. IV TIAC, I: 227–242.
- Ballesteros, B.J., Morell, I., García–Menéndez, O., Renau–Pruñonosa, A. (2016). A standardized index for assessing seawater intrusion in coastal aquifers: The SITE index. *Water Resour. Manage.* DOI 10.1007/s11269–016–1433–4.
- Barlow, P.M., Reichard, E.G. (2010). Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeol. J.*, 18: 247–260.
- Bear, J., Dagan, G. (1964). Intercepting fresh water above the interface in a coastal aquifer. IASH, General Assembly Berkeley. Publ. 64: 154–181.
- Beeson, S., Carruthers, R., Wyness, A.J. 1992. Scavenger wells: 2– field investigations and monitoring. 12th SWIM, Barcelona: 557–572.
- Biondić, B., Gunay, G., Marinos, P., Panagopoulos, A., Potié, L., Sappa, G., Stefanon, A. (2004). Exploitation structures. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 210–227.
- Birkett, J.D. (1987). Factors influencing the economics of desalination. *Non–Conventional Water Resources Use in Developing Countries*. Natural Resources/Water Series 22, United Nations: 87–102.
- Birkmann, J. (2006). Measuring vulnerability to promote disaster–resilient societies: conceptual frameworks and definitions. In J. Birkmann (Ed.), *Measuring vulnerability to natural hazards: towards disaster resilient societies*. Tokyo: United Nations University Press.
- Bray, B.S., Yeh, W.W.G. (2008). Improving seawater barrier operation with simulation optimization in Southern California. *J. Water Resour. Plan. Manage.*, 134(2): 171–180.
- Brown, R.F., Silvey, W.D. (1973). Underground storage and retrieval of fresh water from a brackish–water aquifer. *Underground Waste Management and Artificial Recharge: New Orleans*. IASH– Am. Geophys. Union, 1: 349–414.
- Bruington, A.E. (1969). Control of sea–water intrusion in a ground–water aquifer. *Ground Water*, 7(3): 9–15.
- Bruington, A.E., Seares, F.D. (1965). Operating a sea water barrier project. *Proc. Am. Soc. Civil Eng. J. Irrigation Drainage Division*. 91, IR1: 117–140.
- Cabeza, Y., Candela, L., Ronen, D., Teijón, G. (2012). Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010. The Baix Llobregat (Barcelona, Spain). *J. Hazardous Materials*, 239–240: 32–39.

- Charchadi, A.G. (2005). Seawater intrusion mapping using modified Galdit indicador model. Case study in Goa. *Jalvigyan Sameeksha*, 20: 29–45.
- Charmonman, S., Carstens, M.R., May, G.D. (1967). A fresh–water canal as a barrier to salt–water intrusion. *Artificial Recharge and Management of Aquifers*. IASH Symposium Haifa. Publ. 72: 374–382.
- Cheng, A.H.–D, D. Ouazar (eds.) (2004). *Coastal aquifer management; monitoring, modeling, and case studies*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton: 1–214.
- CHS (2015). Plan Hidrológico de la demarcación del Segura (2015–2033). Inventario de recursos hídricos. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia; 1–150 (111 y 112).
- Coe, J.J. (1972). Sea water intrusion extraction barrier. *ASCE, J. Irrigation Drainage Div.* IR 3: 387–403.
- Cottechia, V. (1981). Methodologies adopted and results in the investigations of seawater intrusion into the aquifer of Apulia (Southern Italy). *Geol. Jb., C* 29: 1–68.
- Cummings, R.G., McFarland, J.W. (1974). Groundwater management and salinity control. *Water Resources Research*. 10(5): 909–915.
- Custodio, E. 1991. Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. *Selected Papers 3*, AIH. Heise: 3–27.
- Custodio, E. 1994. Coastal aquifer management and remedial measures from saltwater intrusion induced by overexploitation. *IV Geoengineering International Congress. Soil and Groundwater Protection. Assoc. Mineraria Subalpina. Politecnico di Torino. III*: 757–774.
- Custodio, E. (1995). La gestión de los acuíferos costeros como fuente de un recurso importante y estratégico: progreso y futuro. Punto de vista del usuario. In: *Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia*. AIH. Madrid: 1: 239–251.
- Custodio, E. (2005b). Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. In: E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff, *Groundwater and Human Development*. AIH, *Selected Papers 6*. Balkema: 15–38.
- Custodio, E. (2012a). Coastal aquifer management in Europe. *Ressources et gestion des aquifères littoraux. 18^{èmes} Journées Techniques du Comité Français d'Hydrogéologie*, Cassis. AIH, Orléans : 23–33.
- Custodio, E. (2012c). Low Llobregat aquifers: intensive development, salinization, contamination and management. In: S. Sabater, A. Ginebreda, D. Barceló, *The Story of a Polluted Mediterranean River. The Handbook of Environmental Chemistry*, 21: 27–50.
- Custodio, E., Llamas, M.R. (1976). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona, 2 Vols: 1–2350. Reedición en 1983.
- Custodio, E., Ganoulis, J., Potié, L. (1982). Utilisation rationnelle des ressources en eau dans les zones côtières. *Bulletin BRGM, Hydrogéologie et Géologie de l'Ingenieur. Service Géologique National. Orléans* (2), III(3/4): 305–315.
- Custodio, E., Bruggeman, G.A. (1987). Groundwater problems in coastal áreas. *Studies Reports in Hydrology*, 45, UNESCO, Paris: 1–576.
- Custodio, E., Edmunds, W.M., Travi, Y. (2001). Management of coastal palaeowaters. In: W.M. Edmunds and C.J. Milne, *Palaeowaters in Coastal Europe: Evolution of Groundwater since the Late Pleistocene*. Geological Society (London) Special Publication 189: 313–327.

- De la Orden Gómez, J.A., Murillo, J.M. (2003). La recarga artificial en el acuífero de Vergel (Alicante, España) como técnica paliativa de los efectos de la intrusión marina y su evaluación mediante modelación matemática. II TIAC, Alicante, I: 767–776.
- Emch, P.G., Yeh, W.W.-G. (1988). Management model for conjunctive use of coastal surface water and ground water. J. Water Resour. Plan. Manage., 124(3): 129–139.
- FAO (1997). Seawater intrusion in coastal aquifers: guidelines for study, monitoring and control. FAO Water Reports 11. FAO, Food and Agriculture Organization, Roma: 1–163. Detection: 7–23; Hydraulic and physical measures: 73–90.
- Fariñas, M., López, L.A. (2007). New and innovative sea water intake system for the desalination plant at San Pedro del Pinatar. Desalination, 203: 199–217.
- Fernández, E., Jiménez, P., Andreo, B. (2012). Propuesta de gestión conjunta de recursos hídricos en la cuenca del río Torrox (Málaga, sur de España). IV TIAC, Alicante, I: 419–428.
- Field, M.S., Critchley, M. (1993). Multilevel pumping wells as a means for remediating contaminated coastal aquifers. EPA/600/R-93/208.
- Foreman, T.L. (2003). Management of seawater intrusion in the Los Angeles coastal basin, California: an evolution of practice. In: TIAC, II: 137–148. TEC
- Foreman, T.L. (2014). Managed aquifer recharge (MAR) and design and construction of hydraulic barriers against seawater intrusion: the California case. Bol. Geol. Minero, 125(2): 133–142.
- García-Aróstegui, J.L., Cruz San Julián, J.J., Hidalgo Estévez, M.C. (2003). Control de la intrusión marina y modelización del acuífero de Vélez (Málaga, España). II TIAC, Alicante, I: 261–270.
- García-Aróstegui, J.L., Benavente Herrera, J. (2007). Contribución de las aguas subterráneas al esquema de gestión integral de los recursos hídricos del Bajo Vélez (Málaga, España). III TIAC, Almería. II: 7–23.
- García-Menéndez, O., Morell, I., Ballesteros, B.J., Renau-Pruñonosa, A. (2012). Determinación de la intrusión marina en tres acuíferos costeros mediterráneos mediante el método SITE. IV TIAC, Alicante, I: 283–295.
- Gille, D. (2003). Seawater intakes for desalination plants. Desalination, 156: 249–256.
- Gómez, J.D., Ballesteros, B., Díaz, J.A., García, J.L., Haro, D., López, J.A., Meléndez, M., Pulido-Velázquez, D., Varela, M., Sánchez, I., Morell, A., Renau-Pruñonosa, A., Mateu, J. (2012). Establecimiento de indicadores de intrusión marina y cálculo de descargas ambientales al mar en masa de agua subterránea costeras. In: Fernández L. Las Aguas Subterráneas en la Planificación Hidrológica. IGME: 127–150.
- Güell Bacigalupi, E. (1899). Abastecimiento de aguas de Barcelona. Manantial de Garraf. Imp. de Henrich y C^{ia} en Comandita. Barcelona.
- Heredia, J., Vallejos, A., Moreno, L., Sola, F., Fernández-Jurado, M.A., Durán, J.J., López Geta, J.A., Ramos, G., Juárez, J., Díez, F., Ordóñez, A., Pulido Bosch, A. (2012). Caracterización del medio subterráneo para la optimización de los procesos de captación en desalinizadoras de agua de mar: modelación numérica de un ensayo de trazadores en el litoral de Almería. IV TIAC, Alicante, I: 585–596.
- Hernández Suarez, M. (2010). Guía para la remineralización de las aguas desaladas. 1ª Edición. Fundación Centro Canario del Agua-Acuamed. Madrid.

- Herndon, R., Markus, M. (2014). Large-scale aquifer replenishment and seawater intrusion control using recycled water in southern California. *Bol. Geol. Minero*, 125(2): 143–155.
- Holding, S., Allen, D.M. (2015a). Risk to water security for small islands: An assessment framework and application. *Regional Environmental Change*. 10.1007/s10113-015-0794-1. (and supplementary material doi: 10.1007/s10113-015-0794-1).
- Holding, S., Allen, D.M. (2015b). From days to decades: Numerical modeling of freshwater lens response to climate change stressors on small islands. *Hydrol. Earth System Sci.* 19: 933–949.
- Hong, S.-H., Sung, S.-H., Bae, S.-K., Park, N. (2004). Verification and validation of an optimization model for groundwater development in coastal areas. 18th SWIM, Cartagena: 77–90.
- Jiménez, J.R., Cabrera, M.C., Coello, J.J. (2007). La construcción de pozos filtrantes para desalinización en acuíferos de la costa Este de Tenerife: cálculos de parámetros hidráulicos. III TIAC, Almería, I: 1065–1074.
- Jones, A.T. (2006). Seawater intakes for desalination. *Proc. Intern. Offshore and Polar Engineering Conf.*: 565–568.
- Jones, A.T. (2008). Can we reposition the preferred geological conditions necessary for an infiltration gallery?. The development of a synthetic infiltration gallery. *Desalination*, 221: 598–601.
- Jorreto, S., Sánchez Martos, F.; Pulido Bosch, A. (2007b). Desalación y sostenibilidad de acuíferos costeros. El caso del delta del río Andarax. *Bol. Geológico y Minero*, 118: 695–708.
- Jorreto, S., Pulido Bosch, A., Gisbert, J., Sánchez-Martos, F., Francés, I. (2009). The fresh water-seawater contact in coastal aquifers supporting intensive pumped seawater extractions: a case study. *Comptes Rendus Geoscience*, 341: 993–2002.
- Kahana, M.S.Y. (1964). Coastal groundwater collectors as a means of intensifying exploitation of groundwater. *General Assembly of Berkeley. IASH. Publ.* 64: 182–193.
- Kashef, A.A.I. (1976). Control of salt-water intrusion by recharge wells. *ASCE. J. Irrigation Drainage Div.* IR 4: 445–457.
- Klassen, Allen, D.M. (2017). Assessing the risk of saltwater intrusion in coastal bedrock aquifers. *J. Hydrol.* DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.02.044
- Kooi, H., Groen, J. (2001). Offshore continuation of coastal groundwater systems: predictions using sharp-interface approximations and variable-density flow modeling. *J. Hydrol.*, 246: 19–35.
- Kooiman, J.W., Stuyfzand, P.J., Maas, C., Kappelhof, J.W.N.M. (2004). Pumping brackish groundwater to prepare drinking water and keep salinizing wells fresh: a feasibility study. 18th SWIM, Cartagena: 625–635.
- Koussis, A.D., Kotronarou, A., Destouni, G., Prieto, C. (2003). Intensive groundwater development in coastal zones and small islands. In: M.R. Llamas and E. Custodio, *Intensive use of Groundwater: Challenges and Opportunities*. Balkema–CRC Press/FMB: 133–156.
- Kuwayama, Y. and N. Brozović (2012). Analytical hydrologic models and the design of policy instruments for groundwater-quality management. *Hydrogeology Journal*, 20(5): 957–972.
- Luyun, R., Momii, K., Nakagawa, K. (2011). Effects of recharge wells and flow barriers on seawater intrusion. *Ground Water*, 49(2): 239–249.

- Mahesha, A. (1996a). Transient effect of battery of injection wells on seawater intrusion. *ASCE, J. Hydraulic Engineering*, 122(5): 266–271.
- Mahesha, A. (1996b). Steady-state effect of freshwater injection on seawater intrusion. *ASCE, J. Irrigat. Drain. Eng.*, 122(3): 149–154.
- Mahesha, A. (1996c). Control of seawater intrusion through injection–extraction well system. *ASCE, J. Irrigat. Drain. Eng.*, 122(5): 314–317.
- Maliva, R.G., Missimer, T.M. (2011). Improved aquifer characterization and the optimization of the design of brackish groundwater desalination systems. *Desalinated Water Treatment*, 31: 190–196.
- Mantoglou, A. (2003). Pumping management of coastal aquifers using analytical models of saltwater intrusion. *Water Resour. Res.*, 39(12): 1335.
- Mantoglou, A., Papantoniou, M., Giannouloupoulos, P. (2004). Management of coastal aquifers based on nonlinear optimization and evolutionary algorithms. *J. Hydrol.*, 297(1–4): 209–228.
- Mantoglou, A., Papantoniou, M. (2008). Optimal design of pumping networks in coastal aquifers using sharp interface models. *J. Hydrol.*, 361: 52–63.
- MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9ca-da-2010>
- Massana, J., Queralt, E. (2007). La participación de los usuarios en la ordenación de los acuíferos costeros del Llobregat mediante modelos de flujo y transporte. *III TIAC, Almería*, I: 947–958.
- Maramathas, A. (2006). A new approach for the development and management of brackish karst springs. *Hydrogeol. J.*, 14: 1360–1366.
- Martínez Navarrete, C., García García, A. (2003). La delimitación de perímetros de protección de captaciones de agua subterránea para abastecimiento de poblaciones en acuíferos costeros. Aspectos legales y metodológicos. *II TIAC, Alicante*, I: 543–554.
- Mercado, A. (1988). Intrusión marina, factor determinante en la gestión de los acuíferos costeros. *TIAC'88*: 315–349.
- Michael, H.A.; Russoniello, C.J.; Byron, L.A. (2013). Global assessment of vulnerability to sea-level rise to topography-limited and recharge-limited coastal groundwater systems. *Water Resour. Res.* 49(4): 2228–2249.
- Misut, P.E., Voss, C.I. (2007). Freshwater–saltwater transition zone during aquifer storage and recovery cycles in Brooklyn and Queens, New York City, USA. *J. Hydrol.*, 337: 87–103.
- Molina, J–L., Bromley, J., García–Aróstegui, J.L., Sullivan, C., Benavente, J. (2010). Integrated water resources management of overexploited hydrogeological systems using Object–Oriented Bayesian Networks. *Environmental Modelling & Software*, 25: 383–397.
- Molina, J–L., Pulido–Velázquez, D., García–Aróstegui, J.L., Pulido–Velázquez, M. (2013). Dynamic Bayesian Networks as a Decision Support tool for assessing climate change impacts on highly stressed groundwater systems. *Journal of Hydrology*, 479: 113–129.

- Monopolis, D., Lambrakis, N., Perleros, B. (2004). The brackish karstic spring of Almiros of Heraklion, Crete. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers. European Comm., Cost Action 621 Final Report: 317–324.
- Montenegro, S., Bocanegra, E., Cavalcanti, G., Silva Jr., G., Custodio, E. 2010. Groundwater indicators as a tool to improve coastal aquifer management: case studies in South America. 21st SWIM, Ponta Delgada: 211–214.
- Moreaux, M., Reynaud, A. (2004). Optimal joint management of a coastal aquifer and a substitute resource. Water Resour. Res., 40, W06S18, doi: 10.1029/2003WR002166.
- Muñoz Sanz, J., Cabrera, M.C. (2003). La construcción de pozos filtrantes de agua de mar para desalinización en el acuífero de la aldea de San Nicolas (Gran Canaria, España). II TIAC, Alicante, I: 683–690.
- Murillo, J.M., Castaño Castaño, S. (2003). Gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas en un sistema de explotación costero. Aplicación a la Marina Baja de Alicante (España). II TIAC, Alicante, I: 477–488.
- Nativ, R., N. Weisbrod (1994). Management of a multilayered coastal aquifer– an Israeli case study. Water Resour. Manag., 8: 297–311.
- Navarro Iañez, J.A., Gavilán Moreno, C.J., Ortega Vargas, R.F., Murillo Díaz, J.M. (1997). Método para el cálculo de un índice del estado de intrusión en acuíferos costeros (IEI). Aplicación al acuífero Motril–Salobreña (Granada). VII Congreso de Geoquímica de España, 143–150.
- Navarro Iañez, J.A., Murillo Díaz, J.M. (2007). Consideraciones previas para el desarrollo de un índice del estado de intrusión en masas de aguas subterráneas costeras. Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 609–620.
- Nishikawa, T., Siade, A.J., Reichard, E.G., Ponti, D.J., Canales, A.G., Johnson, T.A. (2009). Stratigraphic controls on seawater intrusion and implications for groundwater management, Dominguez Gap area of Los Angeles, California, USA. Hydrogeol. J., 17(7): 1699–1725.
- Niñerola, J.M., Queralt, E., Custodio, E. 2009. Llobregat delta aquifer. Groundwater Monitoring. In: Ph. Quevauviller, A–M. Fouillacand J. Grath, R. Ward (eds.). Wiley: 289–301.
- Ogilvy. R.D., Kuras, O., Meldrum, P.I., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Gisbert, J., Jorreto, S., Pulido–Bosch, A., Kemna, A., Nguyen, F., Tsourlos, P. (2007). Automated monitoring of coastal aquifers with electrical resistivity tomography. III TIAC, Almería, I: 333–342.
- Ogilvy. R.D., Meldrum, P.I., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Chambers, J.E., Sen, M., Pulido–Bosch, A., Gisbert, J., Jorreto, S., Frances, I., Tsourlos, P. (2009). Automated monitoring of coastal aquifers with electrical resistivity tomography. Near Surface Geophysics Journal, Special Issue on Hydrogeophysics, 7: 367–375.
- Ortuño, F., Freixas, G., Almagro, L., Iglesias, M., Medina, A., Molist, J., Pérez–Paricio, A., Comino, D. (2011). Optimización de la gestión combinada y sostenible de un acuífero costero con la aportación de una desalinizadora. En: Cabrera, M.C.; Lambán L.J., Manzano, M., Valverde, M. (Eds.). Cuatro Décadas de Investigación y Formación en Aguas Subterráneas: Libro Homenaje al Profesor Emilio Custodio. Asociación Internacional de Hidrogeólogos–Grupo Español: 477–487.
- Ortuño, F., Custodio, E., Molinero, J., Juárez, I., Garrido, T., Fraile, J. (2012a). Seawater intrusion control by means of a reclaimed water injection barrier in the Llobregat delta, near Barcelona, Catalonia, Spain. In: P. Maloszewsky, S. Witczak, G. Malina. Groundwater Quality Sustainability. IAH, Selected Papers in Hydrogeology 17. CRC Press/ Balkema: 199–210.

- Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T., Custodio, E. (2012b). Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). *Water Science and Technology*, 66 (10): 2083–2089.
- Padilla F., Benavente, J., Cruz–Sanjulián, J. (1997). Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero costero de río Verde (Almuñecar, Granada). *Estudios Geológicos*, 53: 173–182.
- Peterman, R.M.; Anderson, J.L. (1999). Decision analysis: A method for taking uncertainties into account in risk-based decision making. *Human and Ecological Risk Assessment* 5(2): 231–244.
- Peters, T., Pintó, D., Pintó, E. (2007). Improved seawater intake and pre-treatment system based on Neodren Technology Desalination. *Desalination*, 203: 134–149.
- Pérez–Paricio, A. (2007). La gestión de la recarga en la recuperación de acuíferos contaminados por intrusión marina – experiencias en Cataluña (España). *Boletín Geológico y Minero*, 118 (Núm. Especial): 683–694.
- Pintó, D. (2004). Nuevos sistemas de captación de agua marina, *Procesos Desalación'04*, Madrid: 17–18.
- Pool, M., Carrera, J. (2010). Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion. *Hydrogeol. J.*, 18: 95–105.
- Potíé, L., Tardieu, B. (2004). Port Miou – Bestouan – Cassis (France): summary of the balance. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 282–291.
- Pulido Bosch, A. (2002). Problemas hidrogeológicos de la desalación de aguas en Andalucía. In: *El Plan Hidrológico Nacional desde el Sur*. Ecorama, Granada: 111–131.
- Pulido–Bosch, A., Pulido–Leboeuf, P., Molina, L., Vallejos, A., Martín–Rosales, W. (2000). Intensive agriculture, wetlands, quarries and water management. A case study (Campo de Dalías, SE Spain), *Environmental Geology*, 40: 163–168.
- Pulido Bosch, A., Gisbert, J., Pulido Leboeuf P., Sánchez Martos, F., Vallejos, A. (2001). Problemática de la perforación y terminación de sondeos para bombear agua de mar en acuíferos costeros. *Acuíferos Costeros y Desaladoras*. Almería: En: *Los Acuíferos Costeros y las Desaladoras*. Club del Agua Subterránea y Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Geología Ambiental, Almería: 155–168.
- Pulido–Bosch, A., Pulido–Leboeuf, P., Sánchez–Martos, F., Gisbert, J., Vallejos, A. (2002). Coastal aquifers and desalination plants. A case study: Almería, Spain. In: Sherif, Singh & Al–Rashed, *Groundwater Hydrology*. Balkema, 2: 415–434.
- Pulido–Bosch A., Vallejos Izquierdo, A., Pulido–Leboeuf, P. (eds.) (2002a). *Los acuíferos costeros y las desaladoras*. Club del Agua Subterránea y Grupo de Investigación de Recursos Hídricos y Geología Ambiental, Almería: 1–339.
- Pulido Bosch, A., Pulido Leboeuf, P., Gisbert, J., Sánchez Martos, F., Vallejos, A. (2003). Forages littoraux et usines de dessalement. II TIAC, Alicante, II: 127–136.
- Pulido–Bosch, A., Pulido–Leboeuf, P.; Gisbert, J. (2004). Pumping seawater from coastal aquifers for supplying desalination plants. *Geological Acta*, 2: 99–109.
- Pulido Bosch, A., Rodríguez Estrella, T. (2007). Los acuíferos costeros y el suministro de agua de mar a las plantas desaladoras. *Enseñanza de Ciencias de la Tierra, Monográfico: Las Aguas Subterráneas*: 274–279.

- Pulido–Bosch, A., Vallejos, A., Daniele, L., Rodríguez Estrella, T. (2009). Acuíferos costeros, desarrollo sostenible y plantas desaladoras. Planificación y Gestión de Aguas Subterráneas, Santa Rosa, Argentina: 83–92.
- Pulido–Bosch, A., Vallejos, A., Sola, F. (2015). Reflexiones sobre las plantas desaladoras de Andalucía. IX SIAGA, Málaga, II: 1069–1076.
- Queralt i Creus, E. (2007). La Comunidad de Usuarios de Aguas del Valle Bajo y el Delta del Llobregat: 30 años de experiencia en la gestión de un acuífero costero. Boletín Geológico y Minero, 118 (Núm. Especial): 745–758.
- Ramos, G. (2011). Gestión de la salmuera de rechazo de las plantas de ósmosis inversa mediante inyección en sondeos profundos (ISP). TIAC: 1–23.
- Reichard, E., Johnson, T. (2005). Assessment of regional management strategies for controlling seawater intrusion. J. Water Resour. Planning Manag., 131(4): 280–291.
- Reinelt, P. (2005). Seawater intrusion policy analysis with a numerical spatially heterogeneous dynamic optimization model. Water Resour. Res., 41(5): W05,006.
- Renau–Pruñonosa, A. (2013). Nueva herramienta para la gestión de las aguas subterráneas en acuíferos costeros. Volumen ecológico remediación (VER). Metodología y aplicación a la Plana de Oropesa–Torreblanca (MASub 080.110). Tesis Doctoral, Universidad Jaume I, Castelló de la Plana. ISBN: 978–84–695–7809–4.
- Renau–Pruñonosa, A., Morell, I., Pulido, D. (2014). Ecological remediation volume (ERV) in coastal aquifers affected by seawater intrusion. Methodology and application in the Oropesa–Torreblanca Plain (Spain). In: E. Pardo–Igúsquiza et al. (eds), Mathematics of Planet Earth. Lecture Notes in Earth System Sciences: 521–525. doi:10.1007/978–3–642–32408–6_114.
- Renau–Pruñonosa, A., Morell, I., Pulido–Velazquez, D. (2016). Methodology to analyse and assess pumping management strategies in coastal aquifers to avoid degradation due to seawater intrusion problems. Water Resour. Manage. DOI 10.1007/s11269–016–1455–y
- Roberts, G.D. (1967). Use of air to influence ground–water movement. In: Artificial Recharge and Management of Aquifers. IASH, Symposium Haifa. Publ. 72: 390–398.
- Rodríguez Estrella, T. (2002). Posibilidades de captación de agua del mar en la Cuenca del Segura, a través de acuíferos costeros con intrusión marina. Hidropres: 22–33. ISSN 1136–609536, 2002.
- Rodríguez Estrella, T. (2007). La captación de acuíferos costeros para abastecimiento a plantas desaladoras. III TIAC, Almería, I: 959–978.
- Rodríguez Estrella, T. (2008). Contribución de la Geología e Hidrogeología a la captación de agua marina, para suministro de plantas desaladoras. En: J.A. López–Geta, L. Fernández y J.L. Pernía, Investigación y Gestión de los Recursos del Subsuelo. Libro homenaje al profesor Fernando Pendás Fernández. Publicaciones del IGME. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas 27, I: 743–765.
- Rodríguez Estrella, T., Pulido Bosch, A., García García, C.; Pulido Leboeuf, P. (2003). Ubicación de sondeos y desaladoras de agua de mar. Experiencias en la cuenca del Segura. II TIAC, Alicante, I: 701–712.
- Rodríguez–Estrella, T., Pulido–Bosch, A. (2009a). Methodologies for abstraction from coastal aquifers for supplying desalination plants in the south–east of Spain, Desalination, 249: 1088–1098.
- Rodríguez–Estrella, T., Martínez Francés, A.; García Pérez Espejo, D.; Lupiani Moreno, E. (2009b). La captación de agua marina de la desalinizadora de Alicante II: Un desafío tecnológico, consecuencia del respeto al medio ambiente. IX SH, Elche. HRH, XXVIII: 713–725.

- Sánchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Vallejos, A., Pulido Leboeuf, P. (2002). Problemática de la perforación en los sondeos para abastecimiento de agua de mar a la desaladora de Almería. XVI Jornadas Técnicas ASA: 91–111.
- Sánchez Martos, E., Jorreto, S., Gisbert, J., Vallejos, A., Sola, F., Daniele, L., Francés, I., Pulido Bosch, A. (2007). Consideraciones hidrogeológicas sobre el control de la intrusión marina y la captación de agua de mar para desaladoras en Almería (SE España). III TIAC, Almería. II: 131–159.
- Schuurmans, R.A., van der Akker, C. (1981). Artificial removal of intruded saline water in a deep aquifer. VII Salt Water Intrusion Meeting. Uppsala. Sveriges Geologiska Undersokning. Rapporter och Meddelanden, 27: 239–246.
- Schwarz, J. (2003). Beach well intakes improve feed–water quality. *Water & Wastewater International*, 18: 34–35.
- Shani, B.M. (1973a). Physics of brine coning beneath skimming wells. *Ground Water*, 11(1): 19–24.
- Shani, B.M. (1973b). Skimming of fresh water afloat upon salt water. Int. Symp. on Development of Ground Water Resources. Madras. Council of Scientific and Industrial Research. India: IV–31/IV–42.
- Sheahan, N.I. (1977). Injection/extraction well system – a unique sea water intrusion barrier. *Ground Water*, 15(1): 32–50.
- Shearer, T.R., van Wonderen, J. 1992. Scavenger wells: 4– simulation medelling. 12th SWIM, Barcelona: 583–598.
- Shechter, M., Schwartz, J. (1970). Optimal planning of a coastal collector. *Water Resources Research*, 6(4): 1017–1924.
- Simpson, W.M., Allen, D.M.; Journeay, M.M. (2014). Assessing risk to groundwater quality using an integrated risk framework. *Environ. Earth Sci. J.* 71(11): 4939–4956.
- Singh, S.P.; Murty, V.V.N. (1980). Storage of freshwater in saline aquifers. ASCE, J. Irrigation and Drainage Div. IR 2: 93–104.
- Sola, F.; Daniele, L., Sánchez Martos, F., Vallejos, A., Urizar, R., Pulido Bosch, A. (2007b). Características constructivas de los sondeos para alimentación de agua de mar a la planta desaladora de Rambla Morales (Almería, SE España). III TIAC, Almería I: 1105–1114.
- Sola, F., Vallejos, A., Díez, F., Juárez, J., Fernández Jurado, M.A., López Geta, J.A., Moreno, L., Ramos, G., Durán, J.J., Ordoñez, A., Pulido–Bosch, A. (2011). Estimación del tiempo de tránsito en un acuífero detrítico costero sometido a bombeo, delta del río Andarax (Almería). *Geogaceta*, 50–1: 83–86.
- Sola–Gómez, F., Vallejos, A., López–Geta, J. A., Pulido–Bosch, A. (2013). The role of aquifer media in improving the quality of seawater feed to desalination plants. *Water Resources Management*, 27: 1377–1392.
- Soler, A., Galofré, A., Otero, N., Corp, R. M., Masqué, P., Mas–Plá, J., García–Solsona, E. (2005). Cuantificación del aporte de aguas continentales a la planta desalinizadora de Blanes a partir de trazadores isotópicos. Jornadas Internacionales: De la Toma de Datos y la Realización de Modelos de Agua Subterránea a la Gestión Integrada. Alicante: 597–604.
- Stakelbeek, A. 1992. Movement of brackish groundwater near a deep–well infiltration system. 12th SWIM, Barcelona: 535–544.

- Stefanon, A. (1973). Evaluation and capture of submarine springs. In: Atti Il Convegno Internazionale Aque Sotterranee. Palermo.
- Stoner R.F., Bakiewicz, E. 1992. Scavenger wells: 1 – Historic development. 12th SWIM, Barcelona: 545–556.
- Stuyfzand, P.J., Raat, K.J. (2010). Benefits and hurdles of using brackish groundwater as a drinking water source in the Netherlands. *Hydrogeol. J.*, 18(1): 117–130.
- Sugio, S., Nakada, K., Urish, D.W. (1987). Subsurface seawater intrusion barrier analysis. *ASCE, J. Hydraulic Engineering*, 113(HY6): 767–779.
- Tiniakos, L., Tavitian, J., Livaniou–Tiniakou, A. (2004). The Anavalos–Kiveri coastal spring (Argolis, E. Peloponnese, Greece): hydrogeology and drought–water quality relation. In: L. Tulipano, M.D. Fidelibus, A. Panagopoulos. *Groundwater Management of Coastal Karstic Aquifers*. European Commission, Cost Action 621 Final Report: 308–316.
- Tsanis, I.K. L., Song, L.F. (2001). Remediation of sea water intrusion: A case study, *Ground Water Monitoring and Remediation*, 21(3): 152–161.
- Tsourios, P., Athanasiou, E., Kuras, O., Wilkinson, P.B., Ogilvy, R.D. (2006). Optimizing ERT measurements for hydrogeological monitoring: the case of Almeria (Spain). In: *Proceedings, 12th Annual Meeting EAGE–Near Surface Geophysics*, Helsinki.
- Tulipano, L. (2003). Overexploitation consequences and management criteria in coastal karstic aquifers. In: *TIAC, II*: 113–126.
- Valdés–Abellán, J., Candela, L., Jiménez Martínez, J., Saval–Pérez, J.M. (2013). Brackish groundwater desalination by reverse osmosis in southeastern Spain. Presence of emerging contaminants and potential impacts on soil–aquifer media. *Desalination and Water Treatment*, 51: 2431–2444.
- Van Cauwenbergh, N., Pinte, D., Tilmant, A.; Francés–Herrera, L., Vanclooster, M. (2007). Comparison of scenarios for sustainable water management in the Andarax catchment, Almería. *III TIAC, Almería, I*: 819–830.
- Van Cauwenbergh, N., Pinte, D., Tilmant, A., Frances, I., Pulido–Bosch, A., Vanclooster, M. (2008). Multi–objective, multiple–participant decision support for water management in the Andarax catchment, Almeria. *Environmental Geology*, 54(3): 479–489.
- van Dam, J.C. (1976). Partial depletion of saline groundwater by seepage. *J.Hydrol.*, 29(3/4): 315–339.
- Voutchkov, N. (2005). SWRO desalination process: on the beach seawater intakes. *Filtration and Separation*, 10: 24–27.
- Vrba, J., Lipponen, A. (2007). Groundwater resources sustainability indicators. *International Hydrological Programme, Series on Groundwater 14*, UNESCO, Paris.
- Werner, A.D., Habermehl, M.A., Laity, T. (2005). An Australian perspective of seawater intrusion. 2nd Intern. Salinity Forum. Salinity, water and society–global issues, local action.
- Werner, A.D., Ward, J.D., Morgan, L.K., Simmons, C.T., Robinson, N.I., Teubner, M.D. (2012). Vulnerability indicators of sea water intrusion. *Ground Water* 50(1): 48–58.
- White, I., T. Falkland (2010). Management of freshwater lenses on small Pacific islands. *Hydrogeol. J.*, 18: 227–246.

Williams, A., Price, M. 1992. Scavenger well: 3– using a packer system to determine the position of the saline interface. 12th SWIM, Barcelona: 573–582.

Willis, R., Finney, B. (1988). Planning–model for optimal–control of saltwater intrusion. J. Water Resour. Plan. Manage., 114(2): 163–178.

Wolanski, E.J., Wooding, R.A. (1973). Steady flow to sink pair symmetrically situated above and below a horizontal diffusing interface. Water Resour. Res., 9(2): 415–425.

Capítulo 8. Aspectos sociales en relación con los acuíferos costeros españoles.

Preámbulo

Se consideran los aspectos sociales, de política y de gestión en relación con el aprovechamiento de los recursos de agua en los acuíferos costeros y su gobernanza. Se aportan consideraciones sobre el papel de la sociedad civil y las instituciones y su papel en la gobernanza, así como los aspectos éticos y morales que se derivan.

Índice

- 8.1 Consideraciones generales
- 8.2 Gobernanza
- 8.3 Relación gobierno–usuarios
- 8.4 Aspectos sociales organizativos en acuíferos costeros
- 8.5 Implicaciones administrativas y de política del agua
- 8.6 Instituciones y aspectos institucionales en relación con los acuíferos costeros
 - 8.6.1 Aspectos generales
 - 8.6.2 Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas en los acuíferos costeros
 - 8.6.3 Instituciones de gestión del agua subterránea en acuíferos costeros españoles
- 8.7 Transacciones, comercio y mercados de agua subterránea en acuíferos costeros españoles
- 8.8 Implicaciones sociales de carácter ambiental
- 8.9 Sociedad civil y transparencia
- 8.10 Consideraciones éticas y morales
- 8.11 Agradecimientos
- 8.12 Referencias

Resumen

La captación de las aguas subterráneas puede conllevar impactos importantes sobre el medio ambiente y sus servicios, en general como externalidades negativas.

La explotación ha permitido un tipo de sociedad más estable y conducir su evolución, pero con un coste creciente y daños ambientales no valorados, pero que en buena parte ya no están en la mente de los actuales ciudadanos.

La utilización del agua subterránea y de sus reservas en los acuíferos costeros aumenta la garantía de disponibilidad, lo que se puede valorar como un seguro. Así lo entienden muchos usuarios. Para que la garantía sea efectiva, se requiere disponer de reservas para sequías. Buena parte de los acuíferos costeros pueden aportar esa reserva, siempre y cuando el uso sea sustentable.

El uso del agua en situaciones de escasez se vincula a su uso eficiente y ahorro, aunque no se trata de cuestiones simples por sus múltiples derivaciones y posibles efectos perversos. Hay repercusiones en los recursos del propio acuífero, con un posible importante impacto en la salinidad en los acuíferos costeros.

Para abordar la diversa problemática de la explotación de un acuífero costero y establecer una perspectiva temporal a medio y largo plazo, que el normal devenir político no tiene, la sociedad civil tiene un papel relevante, pero su acción eficaz requiere instituciones, información y transparencia. En España, el desarrollo de esas instituciones de la sociedad civil es aún escaso y el papel de la Universidad es moderado y en disminución, por falta de recursos y de tiempo. No hay planes específicos para involucrar a esa sociedad civil en la gobernanza, principalmente en lo que respecta a cómo afrontar las consecuencias y evolución de la degradación y salinización de los acuíferos costeros y del medio ambiente relacionado.

No hay experiencia en cuanto a cómo integrar los acuíferos costeros en la buena gobernanza del agua, tanto con visión local como general. Se trata de un complejo conjunto en el que influye la seguridad del suministro y disponibilidad, los costes, la autosuficiencia y la interconectividad. Se suma el devenir de los mercados de los productos producidos con el agua, sean estos la producción agrícola y pecuaria o los servicios de abastecimiento urbano o turístico. Además, la conservación

del medio ambiente y de los servicios ecológicos que proporciona, tienen un peso social cada vez mayor. Es algo que no se aborda en detalle en los planes hidrológicos y que se trata de compensar con oferta pública de agua subsidiada, siguiendo lo que ha sido habitual en el pasado, pero sin la debida atención al cambio de paradigma en el uso del agua que parece inevitable afrontar.

El conjunto de la acción y responsabilidad pública y de la participación social activa son la base de la buena gobernanza que, en el caso de los acuíferos costeros, requiere una acción decidida, con reglas claras y aceptadas y una visión intergeneracional. Sin embargo, las Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas con interés específico en el recurso y en el acuífero son escasas en la Península Ibérica y más aun las que consideran los acuíferos costeros, aunque ya hay cierta experiencia a partir de la que en 1975 se creó en el Delta del Llobregat. No existen ni en Baleares ni en Canarias.

La existencia de subsidios al agua, explícitos o encubiertos, puede tener un gran peso en la gobernanza, ya que su mantenimiento durante un largo tiempo no sólo puede tener efectos perversos (contrarios a lo deseado), sino que acaba creando el sentimiento de un "derecho" a la subvención. En las áreas costeras peninsulares mediterráneas y en las insulares, el peso de las subvenciones directas es pequeño en cuanto a las aguas subterráneas, mientras es más significado para otros recursos de agua, lo que produce distorsiones, a pesar de las cuales las aguas subterráneas siguen siendo utilizadas y presumiblemente continuarán siéndolo. No hay datos que permitan valorar las subvenciones indirectas, las cuales pueden ser importantes y acortar o distanciar los valores relativos de los distintos recursos de agua y por lo tanto la gestión que se deriva de su consideración integrada.

Desde un punto de vista social cabe distinguir dos tipos de agricultura: 1) orientada a maximizar la producción con fines comerciales, sean para los grandes mercados nacionales, internacionales o de las grandes superficies comerciales, a la que se puede calificar de agricultura industrial, en especial la intensiva especializada como la bajo cubierta y la hidropónica; 2) como medio de vida y empleo en que la maximización de la producción no el objetivo prioritario, a la que se puede designar como agricultura ocupacional.

La primera es una actividad que debe cubrir todos sus costes, incluyendo hasta donde sean posible las externalidades negativas, pagando por el agua su coste total, y en general no subvencionable salvo situaciones especiales, bien delimitadas, con objetivos claros, actuaciones transparentes y por tiempo limitado.

La segunda tiene un valor de apoyo social y de ocupación y mantenimiento del territorio y del paisaje: Esto es un valor añadido que la sociedad debe compensar. Por lo tanto es una actividad susceptible de ser subsidiada hasta un cierto punto, a cambio de cumplir objetivos ambientales, a modo de "jardineros del territorio". Este es un aspecto en el que se tiene muy poca experiencia a nivel mundial. Su relación con los recursos de agua, que en muchos lugares son los recursos de agua subterránea, incluyendo a los acuíferos costeros. Como suele suceder, una notable y dirigida intervención pública suele ser poco eficaz y desincentivadora, con posibles efectos contrarios a los buscados y generadora de picarescas que deben evitarse. Bajo este aspecto, parece que lo oportuno sería establecer unos objetivos y guías claros y disponer de índices sencillos y lo más automáticos posible para medir el cumplimiento de los objetivos, dejando libertad a los agricultores y a sus agrupaciones para decidir lo que hay que hacer, cómo llevarlo a cabo y cómo comercializar lo que se produce. Cabe pensar en subvenciones que permitan que se puedan llevar los productos a los mercados a precios competitivos, pero no de competencia desleal.

La actual planificación hidrológica menciona y considera los acuíferos costeros, de forma variable según las áreas, pero no se aborda en detalle su gestión y se carece de una evaluación de su papel real. Posiblemente, muchos acuíferos costeros deban gestionarse y operarse por los propios usuarios, dado su pequeño tamaño, aunque deseablemente bajo directrices generales

El carácter del agua como bien común esencial a la existencia y bienestar humano y su papel fundamental en la ecología, además del carácter económico, intro-

duce aspectos éticos y morales en su captación, uso, conservación de la cantidad y la calidad y consideración de las externalidades y la compensación de los efectos negativos. Los aspectos éticos y morales no han sido abordados en detalle en cuanto a sus componentes ambientales, sociales y culturales en los acuíferos costeros españoles.

En el área costera mediterránea y balear hay ya ejemplos de transacciones de agua –aún poco evaluadas en sus aspectos sociales y éticos– además de un poco conocido comercio de agua en el dominio privado. En Canarias, en especial en Gran Canaria y Tenerife, este comercio es generalizado, en situaciones que se aproximan a las de mercados libres, cuya valoración social y ética está por realizar. Actualmente sufren y pueden sufrir cambios importantes por la oferta pública de agua, lo que tiene sus aspectos positivos y negativos, pero no adecuadamente evaluados, además de retraer las inversiones privadas en un momento en que las inversiones públicas están en un momento bajo. Sólo una parte de la actividad está directamente relacionada con acuíferos costeros y varía notablemente según el área. El comercio del agua no protege al medio ambiente y sus servicios a menos de una intervención pública con el apoyo de la sociedad civil.

La aplicación de los principios generales de la DMA hace que determinados acuíferos costeros no lleguen a cumplir con el buen estado cuantitativo y cualitativo antes de 2027, a menos que se realicen grandes y costosos esfuerzos, si es que es posible. En estos casos, es adecuado pedir que se apliquen condiciones menos rigurosas y aplicar el concepto de daños o costes desproporcionados, en especial cuando la no adecuación y corrección no implica daños inasumibles o competencias desleales. Pero esto requiere estudios específicos que lo avalen y que se sustenten en datos suficientes y actualizados. Esto va ligado con la mejora apropiada de las redes de observación y una acción decidida para reconducir la pérdida de calidad y detalle de la información de las dos últimas décadas.

NOTA:

El contenido de este capítulo se basa en la documentación escrita y oral a la que se ha tenido acceso. No se ha realizado ni una búsqueda bibliográfica profunda especializada ni estudios específicos adicionales. Las evaluaciones y valoraciones han de entenderse en ese contexto y explican ciertas inconsistencias al usar fuentes diversas y de diferentes momentos. El contenido trata de mostrar el mejor conocimiento actual, aunque puede tener ocasionalmente problemas de interpretación de las fuentes o de no especialización del redactor.

Las figuras son en su mayoría tomadas de las referencias, tal como están y con la calidad con que se encuentran. Algunas pueden tener resolución deficiente, rotulaciones y cifras no legibles (se trata de compensar dando indicaciones en el pie de figura) o contenidos que faltan o sobran.

Se mencionan numerosas localidades cuya situación con frecuencia no está en mapas o figuras. El lector debe ubicarlas por otros medios.

8.1 Consideraciones generales

La utilización de los recursos naturales implica efectos medioambientales, requiere energía y tiene un conjun-

to de implicaciones sociales, que se interrelacionan. La Figura 8.1.1 lo ilustra.

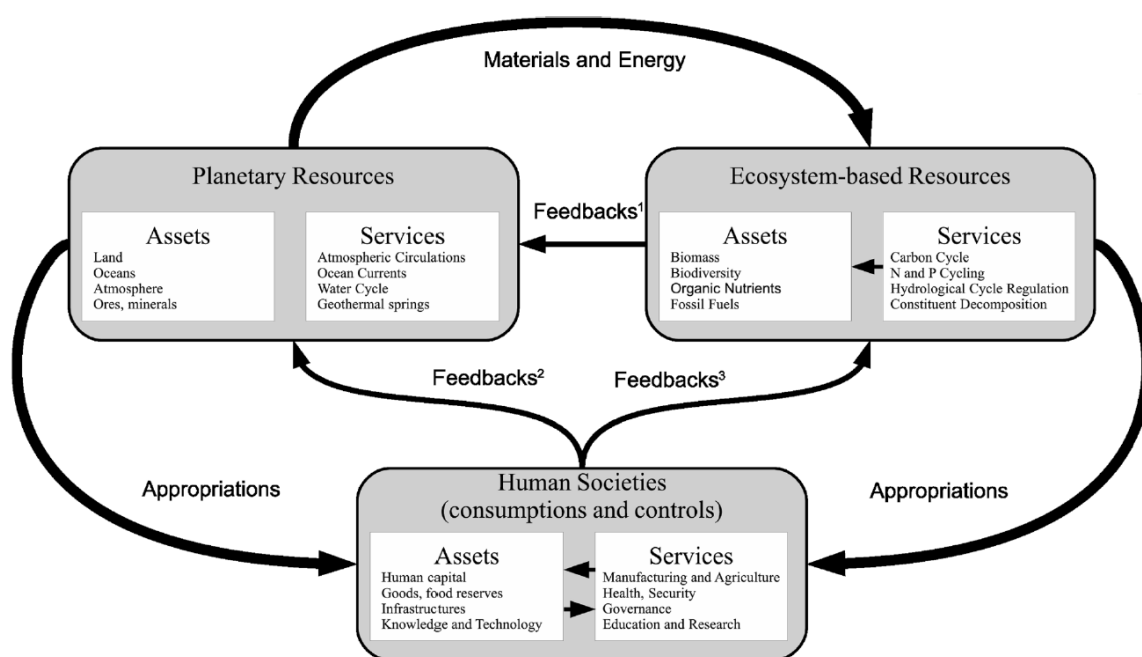


Figura 8.1.1 Interrelaciones entre recursos naturales, recursos ecosistémicos y sociedades humanas, con flujos de materiales y energía, de apropiaciones y de sus retroalimentaciones (Fakete y Bogárdi, 2015).

La aplicación al recurso agua tiene similares relaciones, aunque el agua es un recurso especial por cuanto es necesario para la vida. Por esta razón, la posibilidad de acceder a la misma, en la debida cantidad y calidad, es un derecho humano, además de un recurso natural con contenido económico, pero supeditado a la razonable conservación del medio ambiente y sus servicios (Savenije, 2002; Custodio, 2017).

Entre los recursos de agua, las aguas subterráneas tienen aspectos especiales, en función del tamaño, características hidráulicas y recarga del acuífero. Es importante el papel regulador del ciclo hidrológico, de reserva y de efectos retrasados con respecto a

las acciones sobre las aguas subterráneas, llamados inductores de cambio. Todo ello tiene connotaciones sociales específicas. En los acuíferos costeros aparece además el riesgo de contaminación salina, además de aspectos medioambientales específicos. El conocimiento y gestión de la salinización y su riesgo tiene matices locales, aún en los grandes sistemas acuíferos costeros. Este es un aspecto que hace que los acuíferos costeros deban ser sujetos de especial consideración en un contexto más general y que muchas veces supone dificultades de encuadramiento.

Los acuíferos costeros españoles del área mediterránea y de los archipiélagos son en general pequeños,

dentro del contexto de la planificación hidrológica. Eso explica que en general no se incluyan consideraciones de detalle. También explica que, en muchos casos, la información manejada sea anticuada, parcial y a veces con tendencia a empeorar. En buena parte, esta información deriva de estudios realizados por investigadores de instituciones o de la universidad, realizados antes de la actual reducción de recursos económicos y humanos. Sin embargo, esos acuíferos costeros pueden tener gran relevancia local, permanente o temporal, y por lo tanto presentan aspectos de gestión y sociales específicos. Esto se suele traducir en tensiones durante las épocas estivales, en el momento actual o que se desarrollaron en épocas pasadas hasta que hubo un aporte de aguas del exterior. En este último caso, lo más común es cierto abandono de los servicios que puede aportar el acuífero costero.

En relación con los aspectos sociales a lo largo de las tres últimas décadas, han surgido una serie de nuevos conceptos más o menos equivalentes, aunque con énfasis distintos, tales como análisis del ciclo del agua (bajo la designación anglosajona "*from cradle to cradle*"), economía circular, gestión integrada de recursos hídricos (GIRH o su equivalente anglosajón IWRM, *integrated water resources management*) y (buena) gobernanza del agua (*sound governance*). La última designación es la que se va a usar aquí preferentemente, en la que los aspectos sociales priman sobre los tecnológicos. Se tienen factores medibles o fácilmente cuantificables y otros intangibles, que difícilmente se pueden cuantificar o no es posible hacerlo.

En esta última categoría están los factores en relación con las necesidades de los ecosistemas y sus servicios, los valores culturales y muchos de los aspectos éticos.

Los aspectos sociales de la gobernanza, que incluyen los de la gobernanza de agua y en particular del agua subterránea como una parte de los recursos de agua, se enmarcan en la actual dificultad para hacer previsiones debido a la aceleración del tiempo histórico, lo que obliga a tratar de gestionar el cambio y modificar su sentido de avance en función de las señales que se recogen, en vez de tratar de detenerlo.

Son frecuentes los conflictos sociales entre vecinos, entre municipios y entre comarcas en las áreas costeras. Estos pueden extenderse más allá de las cuencas naturales debido a la compartición de acuíferos o la existencia o posibilidad de transporte de agua (transvase) a través de límites naturales, administrativos o políticos. Pero también favorecen acciones conjuntas que de otro modo no se abordarían.

La explotación del agua subterránea tiene efectos económicos, con repercusiones en la política del agua. Se han venido planteando desde hace varias décadas (Young, 1993). No es raro un uso oportunista y especulativo del agua, buscando las mayores ganancias privadas en cierto momento y coyuntura, con frecuencia en detrimento del interés común y del medio ambiente, además de la calidad, la que en los acuíferos costeros se refleja principalmente en la salinidad y en la composición iónica.

8.2 Gobernanza

La gobernanza se puede definir como las reglas de los sistemas políticos para a) resolver los conflictos entre actores y para adoptar decisiones (punto de vista legal), b) lograr un adecuado funcionamiento de las instituciones y para la aceptación por el público (punto de vista de la legitimidad) y c) conseguir consenso a través de modos democráticos (punto de vista participativo). La gobernanza va estrechamente ligada a la posibilidad y capacidad de resolver conflictos. Otra visión de la gobernanza es la que muestra la Figura 8.2.1.

Figura 8.2.1 Visión general de los principios de gobernanza aplicada al agua según la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico).



Según FAO (2016a) se pueden aportar las siguientes definiciones:

La gobernanza del agua subterránea comprende la acción colectiva responsable para asegurar el control, protección y uso socialmente sustentable de los recursos de agua subterránea y sistemas acuíferos en beneficio de la humanidad y de los ecosistemas que dependen de ella. Se facilita esta acción mediante un marco realizable y principios guía. La gestión del agua subterránea comprende las actividades que realizan agentes comisionados para desarrollar, usar y proteger sustentablemente los recursos de agua subterránea.

Actualmente se utiliza el término (buena) gobernanza para señalar un nuevo estilo de gobierno diferente del modelo de control jerárquico. Se caracteriza por un mayor grado de cooperación entre los implicados y por la interacción entre el Estado y los actores no estatales dentro de organizaciones de toma de decisiones, de forma mixta entre los actores públicos y los actores privados.

La gobernanza tiene muchas dimensiones. Una de esas muchas dimensiones de la gobernanza es la de crear procesos mediante los cuales la comunidad es capaz de inventar sus propias reglas, que son el contrato social que subyace y la conecta con las otras dimensiones. La diversidad y heterogeneidad son recursos esenciales, ya que la consideración de la comu-

nidad como algo que tiene identidad monolítica lleva a un punto muerto social. Bajo este aspecto, la ciencia revela opciones y presenta y valora alternativas, pero no indica el camino a seguir, el cual es responsabilidad de los individuos y de las sociedades e implica decisiones de carácter político.

No existe una gobernanza global. Los actuales sistemas político-económicos no contribuyen a solucionar la gobernanza, ni tampoco el economicismo y el cortoplacismo. Se reacciona ante las catástrofes pero no se actúa sobre sus causas y por lo tanto no se está en la línea de la prevención efectiva, a menos que se modifique la estructura de la economía institucional. Para la gobernanza hay que integrar escalonadamente los diferentes niveles y considerar el principio de subsidiariedad, partiendo de que el núcleo de la gobernanza es la familia, que no es de carácter financiero. Para actuar a nivel local de forma correcta, se requiere una visión local, para luego ir ampliando progresivamente el ámbito con el fin de encontrar la adecuada perspectiva. Para afrontar problemas complejos, lo más acertado es conseguir una visión general del conjunto, aunque sea grosera, según Murray Gell-Mann, premio Nobel de Física en 1969.

La gobernanza se realiza a distintos niveles, en cada caso con distintas implicaciones, como muestra la Figura 8.2.2.

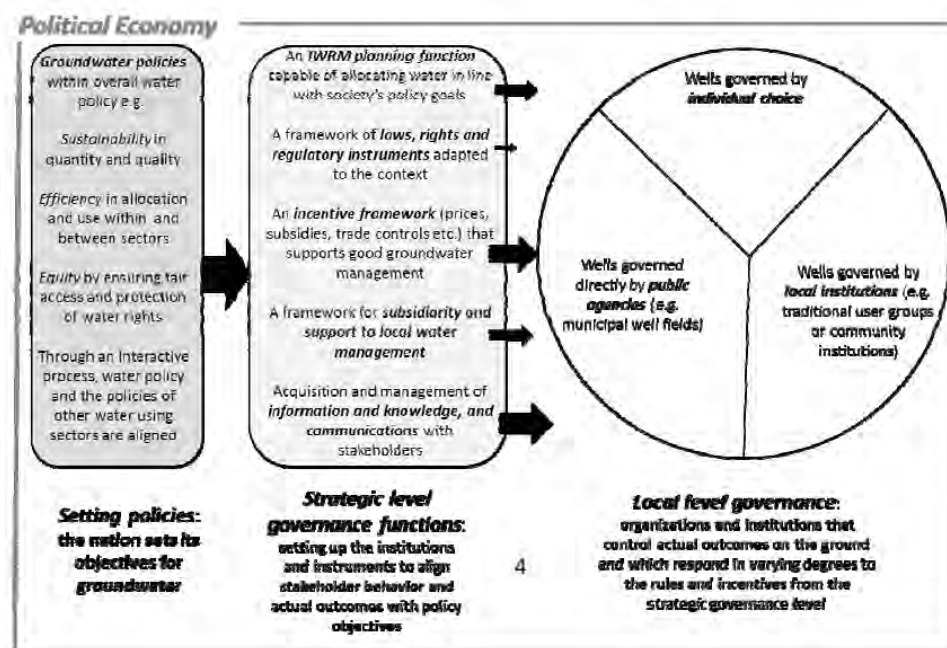


Figura 8.2.2 Diferentes niveles de gobernanza con distintos contenidos (Managing the Invisible, 14–ESW, 2016–09–15, 18:45).

El concepto de gobernanza del agua se basa en unos principios que, según Van Rijswijk et al. (2014), se pueden agrupar en 10 bloques:

1. Conocimiento del sistema de agua
2. Valores, principios y elementos de política de gestión
3. Involucración de los usuarios, en sentido amplio
4. Negociaciones entre objetivos sociales
5. Responsabilidad, autoridad y medios
6. Regulaciones y acuerdos
7. Arreglos financieros
8. Ingeniería, observación y vigilancia
9. Implantación
10. Prevención y resolución de conflictos.

Las aguas subterráneas tienen especificidades que requieren una consideración apropiada. Entre ellas están la lenta respuesta, los efectos diferidos y los impactos poco perceptibles durante los tiempos iniciales. La temprana percepción depende de que se disponga de una red de observación apropiada y que sus datos sean correctamente interpretados.

La gobernanza del agua y del agua subterránea está siendo objeto de especial atención por parte de los organismos internacionales, en especial de FAO y UNESCO, con el soporte del GEF (*United Nations, Global Environmental Facility*). Véase FAO (2016a y 2016b). En 2013, a través de la International Association of Hydrogeologists, se han realizado una serie de informes específicos. Los aspectos económicos y sociales ya fueron objeto de un número especial del Journal of Hydrology (Llamas et al., 2006). Para la gobernanza de los recursos del agua, con las modificaciones necesarias para poner énfasis en las aguas subterráneas, según lo contenido en el informe del Grupo 3 consultivo de la OCDE para el VII Foro Mundial del Agua de 2015 en Korea, se requiere lo que se detalla a continuación:

- Marco legislativo acorde con la política nacional, que defina claramente las responsabilidades y competencias de las instituciones de gobierno
- Evaluación detallada y un inventario al nivel apropiado del conjunto de recursos de agua, sus usuarios y las interacciones e impactos asociados al uso del agua
- Proceso para desarrollar e implementar las acciones de gestión a largo plazo, en el que se tenga en cuenta los diversos recursos de agua, usuarios e interacciones, las posibilidades de uso conjunto y alternativo para la gestión y los impactos mutuos y sobre el medio ambiente

- Organizaciones de cuenca y/o de acuífero o sistema acuífero que se basen en una decidida voluntad nacional, dotadas de cuerpos técnicos que dispongan de suficiente financiación, capacidad y autonomía
- Un sistema estable para financiar la gestión del agua a nivel de cuenca y/o de acuífero o sistema acuífero, fundamentado en principios básicos, tales como: el usuario paga por el agua y el que contamina paga
- Un sistema eficiente de información sobre el agua y de observación y control del progreso de la gobernanza, a nivel de cuenca y/o acuífero o sistema acuífero
- Comités o comisiones de cuenca y/o acuífero o sistema acuífero en los que participen oficialmente los representantes de todos los usuarios, en sentido lato, con suficiente capacidad y con procedimientos y elecciones transparentes y con medios efectivos para la coordinación entre instituciones y organizaciones a diferentes niveles
- Mecanismos confiables para observación, control e información y un sistema de comunicación a la sociedad civil.

La aplicación a los acuíferos costeros tiene ciertas dificultades, ya que el condicionante puede ser la salinidad y ésta no es sólo el resultado de lo que se haga sobre el punto de acción sino que afecta al conjunto y que además se hace de forma retrasada, poco evidente y que no cesa tras la supresión de la causa hasta pasado un cierto tiempo, en el supuesto de que el efecto sea reversible.

En la Gobernanza es importante saber y tener bien claro quién es el que debe rendir cuentas y a quién se deben rendir esas cuentas. Para evaluar su eficacia, debe disponerse de diversos indicadores adecuados, de modo que se eviten sesgos e interpretaciones parciales. Estos indicadores hacen referencia tanto a las actuaciones como a las soluciones. Un aspecto importante es no esconder los problemas y los objetivos no logrados. No han de disimularse frente a la opinión pública o política, sino explicitarse con transparencia. Esto permite planificar y encontrar medios para la solución de los problemas planteados, con la colaboración y apoyos de todos los involucrados. Esto supone cuidar e incrementar la comunicación.

La gobernanza del agua tiene un marco territorial apropiado. En lo que respecta a los acuíferos costeros, la cuenca hidrográfica no es, con frecuencia, el más

adecuado. El acuífero o sistema acuífero puede ser un marco más apropiado (Wijnen et al., 2012; Gleick et al., 2011), pero para los acuíferos costeros, el marco es preferentemente una porción del acuífero con límites naturales bien definidos. En el caso de que se trate de un acuífero con gran desarrollo hacia el interior del territorio, el marco puede constreñirse a la franja próxima al litoral, manteniendo condiciones de contorno que permitan incorporar el resto del acuífero de una forma agregada. No obstante, en muchos casos, aunque el área de interés sea la franja costera, la gobernanza debe extenderse a un territorio mayor, a veces mucho más extenso, y esto puede tener dificultades sociales y políticas.

La gobernanza del agua supone un adecuado nivel de estudio y observación, a realizar tanto por los organismos gubernamentales como por los usuarios, con la participación de la sociedad civil y las instituciones de investigación y universitarias, de forma coordinada y según una cierta planificación. Esa planificación o programación es la que debe asegurar que se cubren los objetivos, que se usan bien los recursos humanos y económicos y sin duplicidades y que la información fluya. El papel de los usuarios y de la sociedad civil en la observación es un aspecto de gran relevancia y que puede beneficiarse de un voluntariado (Little et al., 2016).

La gobernanza se apoya en el análisis de riesgos. Este análisis de riesgos busca la estimación cuantitativa o cualitativa de la información y herramientas que permitan evaluar la probabilidad de que sucedan efectos potenciales, considerando aspectos tecnológicos, económicos y sociales. La evaluación del riesgo es el proceso científico para evaluar la probabilidad de un efecto adverso, estimando la probabilidad e importancia del daño. De esa evaluación se derivan las actuaciones de gestión para evitar o disminuir el riesgo mediante medidas preventivas y de control y estableciendo reglas y regulaciones, entre otras actuaciones. Una etapa final importante es el intercambio de información y opiniones entre todos los actores a lo largo de todo el proceso.

En el campo de los recursos de agua, cabe considerar el riesgo respecto a la explotación y disponibilidad del recurso, a los ecosistemas, a la pérdida de calidad por salinización costera u otras causas, al incremento de costes y pérdidas económicas, a la disminución de la resiliencia, etc.

8.3 Relación gobierno–usuarios

Las relaciones entre el gobierno y los administrados y usuarios del agua tienen aspectos fundamentales contrapuestos, que deben coordinarse:

a) El modelo de mayor tradición y con mayor implantación en el contexto social actual es aquel en que el gobierno (estatal, local) decide lo que hay que hacer y lo impone al usuario de alguna manera. Es la actuación de arriba abajo (*top-down*) o de ordeno y mando (*command-and-control*). Este modelo deriva de un sistema de estado central jerarquizado, que se basa en conocimiento experto técnico y unos pocos intereses corporativos que se aplican en nombre del “bien común”.

b) Modelo en que las reglas o modos de actuación nacen de los propios usuarios y se proponen a la autoridad del agua gubernamental para complementar y en su caso condicionar las reglas a aplicar. Es la actuación de abajo arriba (*bottom up*). Este modelo combina la experiencia, conocimiento y entendimiento de un va-

riado conjunto de individuos, grupos y organizaciones que tienen intereses comunes. Es mucho más reciente y menos experimentado.

c) Modelo según el mercado (*market-led*), en el que domina la gestión privada y la lógica del beneficio. Es poco apropiado a acuíferos, salvo que haya un único propietario o uno que domina sobre los otros.

Los sistemas descentralizados de pequeña escala son más fáciles de controlar (gobernar) por el usuario final, abre nuevas áreas de actividad económica y es importante para el aprendizaje social de tecnologías nuevas y más sustentables, pero que demandan más tiempo y dedicación.

Ninguno de los modelos comentados resuelve adecuadamente una situación cuando la tensión es grande y se debe coordinar. Esto forma parte de la gobernanza. La actuación de arriba abajo no considera adecuadamente los aspectos de detalle y locales,

que son importantes para el usuario. Además, puede tener consecuencias imprevistas, como el colapso de los recursos, la lucha social y económica y la pérdida de diversidad biológica. La actuación de abajo arriba carece de visión amplia espacial y temporal de las generalmente complejas relaciones entre los diferentes componentes de un sistema, que suelen ir más allá del agua e involucran aspectos energéticos, económicos, de empleo, etc.

La metodología de gestión de un recurso natural puede dar lugar a la pérdida de resiliencia del sistema ante perturbaciones externas cuando el campo de variación natural del sistema se reduce. Puede originar crisis y sorpresas. En el comienzo de una actuación de arriba abajo suele haber un éxito inicial, pero puede llevar a a) la pérdida de visión de los objetivos originales, con eliminación de la investigación y la observación, al poner el énfasis en la eficiencia del control, b) quedar aislado de los sistemas de gestión y adquirir una estructura inflexible y c) sobre-capitalización que lleva a una mayor dependencia de la sociedad del ordeno y mando (Holling y Meffe, 1996). La posible solución está en los planteamientos innovadores que suponen incentivos. Esto lleva a sistemas más resilientes, organismos más flexibles, industrias más dependientes de sí mismas y a una ciudadanía con mayor conocimiento. La sociedad requiere advertencias y varas de mando (*caveats and sticks*), en forma de políticas de regulación e incentivos y también inventiva, innovación y difusión.

La participación de los ciudadanos es importante para encontrar soluciones razonables, que eviten disfunciones, y para la aceptación de las actuaciones que se lleven a cabo. Es su caso puede acompañarse de acciones de formación y de difusión de encuestas y entrevistas (Heldt et al., 2015). En Beleaes, hasta el año 2011 hubo un programa de formación destinado a escuelas, que cesó por falta de medios. Actualmente, se vuelve a impulsar la formación en este sentido con ayudas y con la integración de charlas y conferencias al respecto en las actuaciones de educación ambiental [JMG y MCC].

En general, en España no existe una política de agua definida, ni estatal ni autonómica, y las actuaciones se basan en las ordenanzas que acompañan a los planes hidrológicos. Tampoco existe una política definida más allá del programa político de elecciones, ni documentos con objetivos generales y específicos, directrices o criterios de actuación y prioridades globales en materia de aguas. La representación de los usuarios de agua en los órganos de gobierno de las autoridades del agua es aun pequeña y con competencias mejor definibles. A veces se tiene un excesivo peso relativo de los regantes. Las grandes y pequeñas empresas en relación con el recurso agua están representadas, pero no las concesionarias de abastecimiento municipal.

8.4 Aspectos sociales organizativos en acuíferos costeros

Cuando el acuífero costero a gestionar corresponde a un único usuario o los diferentes usuarios están consorciados, es posible realizar una gestión que optimice variables en relación con la cantidad y la calidad del agua. Las únicas limitaciones son las características hidrogeológicas del medio y su heterogeneidad, el acceso territorial y la utilización de las instalaciones e inversiones ya realizadas, todo ello apoyado en un suficiente conocimiento y observación y en medios de control y de corrección de posibles desviaciones. En este caso, se pueden plantear métodos de optimización apoyados en modelos de simulación, cuya utilidad depende de la buena selección y representación de las variables a optimizar y de los criterios de optimización. Hay algunos ejemplos teóricos publicados, que se mencionan en la Sección 7.2 del Capítulo 7. Entre ellos está el de Abarca *et al.* (2006), aplicado al Delta del

Llobregat, Barcelona y a la barrera de inyección para control de la intrusión marina (Pool y Carrera, 2010). Los resultados de simulaciones numéricas se utilizan en cierto modo para definir planes de explotación del acuífero por la autoridad del agua (en este caso la Agència Catalana de l'Aigua) y por los propios usuarios (Comunitat d'Usuaris d'Aigües Subterrànies del Delta del Llobregat, CUADLL).

Técnicamente, se puede calcular la posición del pie la interfaz brusca agua dulce-agua salada frente al conjunto de pozos en un acuífero costero mediante superposición de soluciones para un pozo, según el método de Strack (1976), que se comenta en el Apartado 2.2.6 del Capítulo 2, y localizar la posición de los puntos de estancamiento, de modo que se maximice la extracción sin salinización (Park y Aral, 2004).

El uso óptimo de un acuífero costero es el que se considera la evolución de la superficie piezométrica y el movimiento del frente de intrusión marina, sin que haya bombeo en la parte que esté salinizada, ha sido considerado por Reinelt (2005) y Moreaux y Reynaud (2004). En el modelo de propiedad común, cada propietario maximiza el valor actual neto de sus entradas menos los costes, lo que es igual a bombear hasta que el beneficio marginal por el agua sea igual al coste total marginal de la oportunidad de bombear otra unidad de agua. El coste de oportunidad marginal es el de extinción y el privado del usuario es el valor futuro perdido para el propietario por reducción unitaria del almacenamiento. Si hay muchos pequeños propietarios, el coste marginal del usuario de la propiedad privada es despreciable. Si hay pocos propietarios, de modo que cada uno puede considerar el efecto de su extracción en la elevación e intrusión propias y además considerar el comportamiento estratégico de otros propietarios, es posible calcular el valor máximo bajo el régimen de propiedad común. En el modelo de transferencia de agua desde el exterior o aporte de nueva agua para complementar el agua extraída del acuífero o para las áreas salinizadas, hay que relajar los derechos de agua mediante negociación o acción política.

Cuando hay numerosos explotadores independientes, con derechos adquiridos y con sus intereses particulares, sean éstos públicos o privados, la situación se complica notablemente y los problemas pueden y suelen resultar de difícil solución. El intento individualista de optimizar caudales y costes y de reducir riesgos de salinización, en general a corto plazo, hace que el problema no sea soluble si no es por imposición de reglas desde una autoridad superior. Pero esto requiere capacidad para actuar, medios económicos y legales para hacerlo y aceptación pública. En definitiva, requiere gobernanza. Esto es frecuentemente difícil. Los intentos poco fundamentos pueden conducir fácilmente a fracasos.

Para tratar de encontrar un camino de solución a un problema, como el de mala gestión y salinización de un acuífero costero, en general hace falta que se llegue previamente a cierto grado de degradación, además de que los usuarios conozcan y sientan su realidad y que las cosas van a ir a peor –aumentar la salinización– de no tomarse acciones para proteger un bien que comparten. Esto va unido a que los usuarios han de ser conscientes de que con esas acciones todos se van a beneficiar. En general, es difícil y muy lento llegar al estado necesario de conciencia común si no se acelera

con estudios, datos y divulgación. En este aspecto, la Administración del Agua –con cuidado para que no se sospeche, fundada o infundadamente, que detrás hay otros intereses escondidos– y la Sociedad Civil, tienen un papel importante, pero todos los usuarios han de tomar parte activa, involucrarse, corresponsabilizarse y participar en los costes que se deriven. No sólo se requiere voluntad sino normas, una autoridad de gestión y la integración de todos los afectados y beneficiados, además de los medios que corrijan desviaciones abusivas o por incumplimiento y que reenfoquen visiones localistas, sectoriales y a corto plazo.

Apenas hay realizaciones de actuación de abajo arriba a nivel mundial, salvo en California y en el Delta del Llobregat (Barcelona). En este último caso, la acción se originó en 1975, inducida por el creciente coste de la explotación y el riesgo de salinización, en especial por parte de grandes abastecedores e industriales, aunque también se han sumado los usuarios agrícolas. Su efecto sobre la gestión del acuífero y el control de la intrusión marina ha sido notable, al tiempo que es tanto un apoyo como un contrapeso, según los casos, a los planes de gestión que elabora la autoridad de agua (Niñerola *et al.*, 2009).

Estas asociaciones, comunidades o cualquier otro término socio-legal que les corresponda, tienen como función importante la creación de normas de explotación y comportamiento interno, en beneficio del conjunto, y la de tener representantes que permitan defender los intereses comunitarios en los foros en que se toman las decisiones en estamentos superiores.

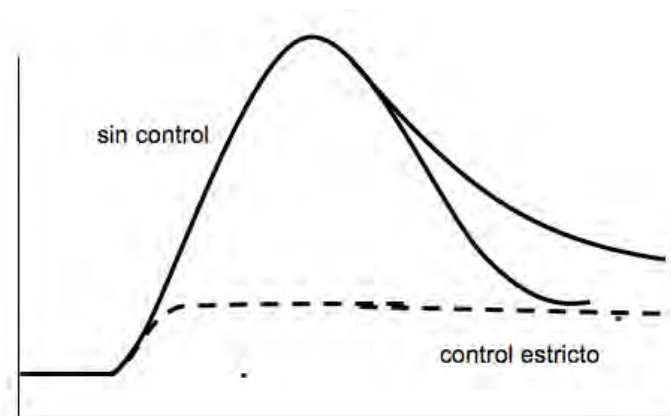
Una acertada gestión de un acuífero costero requiere conocimiento, actuaciones y recursos económicos aportados a partir de los beneficios que se obtengan. Además, hay que superar, a nivel general y de los gestores en particular, el efecto de concepciones erróneas y desviadas y de mitos, que a veces están muy arraigados (Custodio, 2005b), para tomar conciencia clara de que los acuíferos costeros son importantes infraestructuras hidráulicas naturales, con un alto valor real y que forman parte del patrimonio de la sociedad (Custodio, 2005a).

El agua puede ser considerada económicamente de varias maneras (Booker *et al.*, 2012; Kahil *et al.*, 2014): a) como un bien privado, con exclusión y rivalidad en el consumo, b) como un bien comunal, sin exclusión pero con rivalidad en el consumo y c) como un bien público, sin exclusión ni rivalidad en el consumo (bien comunal).

Los acuíferos y en concreto los acuíferos costeros se pueden considerar en general como un bien comunal, pero que puede tener participación privada (Provencher y Burt, 1994). El agua subterránea, no sólo se usa para producir bienes físicos que tienen valor económico, sino que es una fuente de empleo. Este empleo es importante en economías basadas en buena parte en la agricultura, tanto más cuanto menor es el nivel de desarrollo social, pero también lo es en economías avanzadas ya que, además del empleo en la producción primaria, se debe considerar el notable empleo asociado a la manipulación, distribución, transporte, industrialización, comercialización y posible exportación. Esto es especialmente importante en numerosos acuíferos costeros españoles.

Figura 8.2.1 Evolución idealizada a lo largo del tiempo del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea sin control de la explotación y con un control estricto que limite la extracción a parte de la recarga. Para un acuífero costero, se puede substituir la profundidad del nivel por salinidad general. El tiempo se expresa en general en años y en décadas.

En la Figura 8.4.1 se muestra la evolución idealizada a lo largo del tiempo del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea sin un control estricto de la explotación que la limite a una parte de la recarga (Custodio 1989; 2012). Aunque el concepto nace de los acuíferos continentales susceptibles de explotación intensiva y con notables reservas disponibles (MASE, 2015), se puede aplicar a los acuíferos costeros considerando la salinización, si bien esta y su recuperación son notablemente más lentos que la de los niveles piezométricos y de la reserva de agua subterránea.



Con el control estricto se consigue mantener pequeños descensos y salinidades con costes del agua subterránea extraída (por bombeo o por corrección) poco incrementados, pero la extracción la hacen los primeros en acceder al recurso o los que han recibido esos derechos de algún modo y en cantidad limitada, sin incentivo para un uso socialmente eficiente; se requieren reglas y actuaciones de control, que son costosas y que deben ser de aplicación eficaz. Sin control, el caudal de extracción crece continuamente si la demanda de agua también lo hace, con aumento progresivo de la profundidad del nivel del agua subterránea y/o de su salinidad y por lo tanto de su coste de extracción y de utilización por salinidad, de modo que esto obliga a que se aplique en usos cada vez más eficientes y que puedan pagar mayores costes; de ese modo, los usos marginales van desapareciendo (Harou y Lund, 2008) y al fin se llega a un valor similar al del control estricto, pero tardíamente y en general con agua más cara y más salina en caso de acuíferos costeros, pero con escaso gasto administrativo y de control. En el entorno del máximo de extracción/salinidad, se puede haber originado una crisis de agua, con eliminación de los más débiles económicamente y posiblemente con

daños ambientales, estructurales y sociales importantes, la quiebra de actividades cuyas inversiones pueden no haberse amortizado y el inicio de un desempleo progresivo. Sin embargo, la realidad muestra que la evolución real de los acuíferos, en especial los de tamaño medio a grande, es lo suficientemente lenta como para que los reajustes sociales se puedan hacer sin grandes traumas –aunque no sin ciertos daños y tensiones–, a pesar de los temores populares, apoyados en los frecuentes augurios negativos y los malos presagios mediáticos que suelen coexistir.

Un determinado grado de control de la explotación lleva a mayores beneficios sociales que cualquiera de las dos situaciones extremas, al aminorar los costes o bien de un estricto control o bien por los daños de la readaptación. Esto se aumenta si las aguas subterráneas forman parte de un sistema integrado de recursos de agua bien diseñado y operado. Sin embargo, esa situación intermedia no es fácil de establecer, regular y controlar. Tiene un coste no despreciable que debe o debería ser financiado por los propios usuarios, pero con una administración separada e independiente y con adecuados y suficientes medios coercitivos y para

reconducir situaciones desviadas, abusivas o clandestinas. La intervención política, frecuente y buscada, suele ser negativa y desestabilizadora, incluso creadora de conflictos cuando se buscan réditos políticos, a menos que haya un pacto de naturaleza política, que hasta ahora se ha sido elusivo. Es entonces cuando la sociedad civil y las instituciones de justicia deben jugar su importante papel.

Los aspectos antes comentados van ligados al uso sustentable (sostenible) del agua como recurso (Llamas et al., 2006), si bien esta designación contiene imprecisiones en su definición, como todo vocablo cuyo uso se generaliza y acaba aplicándose a múltiples cosas –acaba siendo multidimensional y multifacético– (Llamas et al., 2007). Los aspectos de calidad –de salinidad en los acuíferos costeros– dificultan aún más una definición bien delimitada.

La evolución idealizada a lo largo del tiempo de la salinidad del agua subterránea de un acuífero costero en explotación, en función de las acciones de gestión, conlleva cambios de tipo social. En general, tras un periodo de inicio y establecimiento de la explotación, ante la percepción de efectos negativos, en general de carácter social, se realizan estudios para caracterizarla. Estos estudios llevan a un plan de gestión, que será tanto mejor cuanto más acertados y suficientes sean dichos estudios. Del plan de gestión se deduce una estrategia a seguir, según los objetivos sociales que se adopten en el marco de la legislación, líneas políticas y presión pública y de los usuarios. En la realidad, las decisiones pueden y suelen ser poco informadas, cortoplacistas y políticamente oportunistas, con lo que los resultados son inciertos y requieren correcciones en función de las observaciones. Estas observaciones son necesarias y han de tener el apoyo de la sociedad a través de sus representantes. Las correcciones deben implementarse paulatinamente y con análisis de sus resultados, para no originar daños por aplicaciones apresuradas. En cualquier caso, debe haber un control suficiente y eficaz, para lo que se requiere el apoyo, cooperación y corresponsabilidad (vinculación) de los usuarios y de la sociedad en general a través de sus instituciones.

La evolución social, científica y tecnológica hace que lo que en un momento es lo apropiado, no lo sea con el transcurso del tiempo y se requiera un cambio de paradigma. El cambio de paradigma social en el uso del agua en agricultura requiere ideas nuevas y el desarrollo de las capacidades asociadas a su comercialización

y distribución, sin abandonar la seguridad alimentaria de la población, en un contexto realista de la situación actual del comercio internacional. En este contexto, la fruticultura seleccionada y los cultivos ornamentales pueden jugar un gran papel, así como la jardinería y creación de lugares de recreo (incluidos los campos de golf) de cara al turismo y de asentamientos preferentes de personas de edad avanzada. Esto tiene especial relevancia en las áreas costeras peninsulares mediterráneas, baleares y canarias, que gozan de buen clima y favorables condiciones ambientales y territoriales. Muchas áreas costeras canarias tienen excelentes condiciones para cultivos de frutos tropicales, como manga, papaya y aguacate, que substituyan al plátano y al tomate, en especial en Mogán y La Aldea en GC y en el Sur de Tenerife, pero esto mantiene una demanda de agua, que ha de ser de cierta buena calidad (menos de 1,2 a 1,5 mS/cm y para el mango y papaya menos de 2,5 mS/cm) y con dotaciones de agua menores o cercanas a las del plátano [JGM] [HT]. No obstante, estos nuevos campos de actividad han de ser diversificados, ya que pueden ser volátiles, con cambios en la competencia y los gustos de los consumidores y requieren sistemas de comercialización y distribución eficientes y estables. Por otro lado, en áreas de elevada población o con alta actividad turística, la agricultura tiene un nuevo impulso en productos de consumo interior con formatos adecuados, menos restrictivos en cuanto a la salinidad del agua, que ocupan superficies agrícolas que habían sido abandonadas y que suministran a los mercados de las grandes superficies comerciales [HT].

El paso de una sociedad rural familiar a otra de empleo agrícolas en unidades de relativo gran tamaño, también supone un cambio social importante y una desestructuración del modo de vida tradicional autónomo a otro de empleo contratado.

En los acuíferos costeros españoles se dan varias situaciones distintas.

En unos casos y tras un periodo de degradación seria de la salinidad, que puede haber conllevado cambios importantes del uso del agua, se toman medidas administrativas de control y otras que parten de los usuarios, como es el caso del Delta del Llobregat. En este caso, una parte de la industria dependiente del agua cesó en el área, la agricultura evolucionó hacia cultivos más tolerantes a la salinidad, se limitaron las extracciones en función de su ubicación y se aportaron nuevos caudales de agua al área (traída externa,

planta de desalinización, reutilización), integrando el sistema de recursos de agua para su uso óptimo. Esto ha implicado que el acuífero haya pasado de ser una fuente continua de suministro a ser una reserva estratégica. La gestión del acuífero ha incorporado una barrera de control de la intrusión marina, de operación no continua, y recarga artificial de refuerzo a la que ya viene haciéndose desde 1950. Entre los aspectos negativos están la elevada salinidad del agua disponible para el abastecimiento de Prat de Llobregat (donde se ha requerido desalobración, así como también en establecimientos industriales, Ortega Díaz, 2013) y los problemas de inundación de sótanos, espacios subterráneos y túneles ferroviarios en las áreas en que ha ascendido el nivel freático, deprimido por extracciones de agua subterránea desde tiempo atrás, al abandonar pozos salinizados.

En otros casos, ante los problemas derivados de la salinización, se ha procedido a traer agua exterior y al abandono de los pozos y con ello una disminución de la capacidad de regulación del acuífero. Es una situación frecuente en los pequeños acuíferos costeros a lo largo del Mediterráneo, principalmente en Cataluña y en el sudeste andaluz. En ocasiones, el abandono de extracciones ha generado problemas de inundación del espacio subterráneo al recuperarse los niveles freáticos. En el caso del delta del Besós, en Barcelona, con serios problemas de nivel freático alto tras el abandono, se ha recuperado una parte de la extracción para usos urbanos y para abastecimiento, tras un cuidadoso tratamiento del agua.

Hay situaciones en que se han clausurado las extracciones más cercanas al litoral y se han trasladado a otra áreas más alejadas, como en el acuífero de La Vall d'Uixó, lo que tiene un notable coste económico y requiere una acción social importante.

Cuando no hay alternativa al agua salina, se mantiene un suministro domiciliario de agua no potable por salinidad y se soluciona la disponibilidad de agua de boca y para cocinar mediante agua embotellada importada. Esta situación se produce en diversas localidades balears y algunos puntos costeros peninsulares mediterráneos.

Cuando se dispone de la posibilidad de tener agua de otro origen, pero costosa (importación por canal, desalinizada, regenerada) en relación con el agua salina local, que es más barata, en diversos lugares se procede a realizar mezclas para conseguir el agua con la salinidad tolerable más barata. Tal sucede en el Campo de Cartagena y en el Campo de Níjar y tiene también tradición en diversas áreas costeras canarias, como en Telde–Vecindario y La Aldea.

Todo ello tiene implicaciones sociales derivadas de situaciones bajo estrés, lo que lleva a cierto malestar, pero que al mismo tiempo obliga a la búsqueda de soluciones colectivas impuestas o acordadas. En general, aumentan los costos de suministro y del agua utilizada, lo que detrae recursos económicos de otros sectores de la actividad. Un aspecto importante en el caso de suministros de población y también industriales y de regadío tecnificado, es el aumento de costes por mayor frecuencia de reemplazamiento a causa del deterioro de los dispositivos e instalaciones por corrosión salina. Este es un aspecto social poco analizado y valorado, por lo menos en cuanto a la documentación a la que se ha podido acceder. Tampoco se conocen bien los aspectos relacionados con la percepción del bienestar y, en el caso del turismo, del impacto de no disponer de agua potable directa y de que el agua de aseo sea salobre.

8.5 Implicaciones administrativas y de política del agua

Cuando se presenta conflictividad en relación con la cantidad y calidad del agua disponible para abastecimiento y para usos agrícolas, como sucede en acuíferos costeros con problemas de salinización y en general en áreas áridas y semiáridas, es frecuente que haya actuaciones administrativas que implican a la autoridad del agua. La responsabilidad se ejerce a distintos niveles territoriales, según el grado de desarrollo del principio de subsidiariedad. Es frecuente que se trate de controlar la pérdida de calidad del agua por

salinización y, en su caso, su escasez, limitando o denegando derechos de agua o controlando autorizaciones de extracción, por las instituciones que lo pueden legalmente. Esto puede llevar a notables conflictos sociales y judiciales, en especial cuando hay derechos adquiridos e históricos –reales o asumidos– y las concesiones no se han ajustado a un buen conocimiento de los recursos de agua –del acuífero costero en el caso de las aguas subterráneas en ubicaciones próximas al litoral– sino a criterios de otra índole, si es

que los ha habido. Tal ha sucedido y sucede con cierta frecuencia en España.

La concesión es una de las formas de acceso a la utilización reglada de un bien público comunal. Desde un punto de vista práctico, si bien la concesión puede ser un modo administrativamente deseable de adquirir derechos, en la realidad acaba por manifestarse como un instrumento rígido y poco adecuado a una realidad cambiante. Pueden incluirse regulaciones y criterios para la adaptación, pero es difícil que sean claros y no den origen a litigios. En muchas ocasiones se tiende a asignar en exceso. Además, la concesión no tiene fácil coexistencia con la propiedad privada.

La consideración de los aspectos de salinidad es mucho más difícil que la de cantidad, con lo que el régimen concesional puede tener importantes fallos en el caso de acuíferos costeros, ya que los condicionantes que se pueden añadir a la concesión implican afecciones a derechos de terceros. Así, pueden suponer modificaciones sucesivas. Además, la necesidad de estas modificaciones puede manifestarse con notable retraso temporal, sin que sea fácil establecer ni una clara relación causa–efecto ni una fácil cuantificación. De aquí que la clásica administración institucional por vía concesional pueda convertirse en una fuente de conflictos y mala gestión. Con carácter general, el marco regulatorio español crea ciertas disfunciones (PwC, 2016) que son causa de ineficiencias, que se pueden traducir en aspectos sociales negativos.

En la adquisición de derechos de agua, que normalmente hacen referencia a la cantidad de agua, para conseguir efectos disuasorios, limitadores y/o de control, se puede considerar la imposición de una tasa, que puede tener una parte de pago único, de pago temporal fijo, de pago temporal variable según el uso que se haga del recurso, o una combinación de ambos. En general, no se suele considerar pagar por la posibilidad de captación y por las externalidades negativas asociadas a la extracción de un recurso natural, tales como las alteraciones hidráulicas e hidromorfológicas, la salinización y el deterioro del medio ambiente que se derivan de la explotación de los acuíferos costeros. Tampoco se considera la aplicación del principio de quien contamina paga. Estos aspectos no se suelen tener en cuenta en las concesiones. Son importantes para la gestión de los acuíferos costeros en cantidad y salinidad, que cada vez tienen más peso en la gobernanza del agua (Custodio, 2013). Sin embargo, existe un notable rechazo social a su instauración, a menos

que se trate de contribuciones o derramas a una institución de los propios usuarios.

El sistema concesional de derechos de agua común en España es excesivamente rígido. En general, no permite resolver de forma eficaz y efectiva la escasez de agua y los problemas que se plantean en los acuíferos costeros. Suelen dominar las decisiones de arriba abajo, además de que no se aplica adecuadamente el principio de subsidiaridad y posiblemente tampoco otros de entre los principios de buena gestión: igualdad, solidaridad, precaución y participación. Por esa razón, el sistema concesional es objeto de profundas discusiones. Según Arrojo (2013), el sistema concesional es una privatización efectiva del valor añadido del uso del agua. Pero, según Syme et al. (1999), no hay una clara alternativa que sea equitativa y que evite los defectos del sistema concesional sin agravar otros.

La flexibilidad en la actuación institucional de los entes que gestionan el agua, dentro de unos límites reglados, facilita que se reduzcan los problemas que se plantean en los acuíferos costeros. A ello ayuda mucho la integración de los acuíferos en los sistemas de recursos de agua, así como la gestión colectiva en el caso de uso intensivo de los acuíferos.

El concepto de interés general es ampliamente aplicado en España para realizar obras e inversiones públicas. En el caso del agua suele encubrir muchas veces subvenciones a fondo perdido, que pueden llevar a incrementar la oferta de agua y la problemática que se deriva, y con ello las expectativas de lograr nuevas subvenciones.

En los acuíferos costeros, la calidad viene reflejada en la salinidad. En muchos casos determina el posible uso del agua y las correcciones a aplicar. Las correcciones se repercuten en el precio y conllevan riesgos ambientales derivados de la evacuación de los residuos del tratamiento.

En las áreas costeras españolas se han producido y en parte subsisten notables abusos en lo que respecta a la salinidad. Sin embargo, la eliminación de todos los riesgos conllevaría unas necesidades de inversión desproporcionadas. Esto hace que la eliminación de riesgos sea técnica y económicamente inviable y haya que admitir un cierto riesgo de fallo, modulado por las pérdidas de salud, económicas y sociales asociadas, dentro de la capacidad tecnológica y económica de la sociedad a la que afectaría. Con el adecuado manejo de

los acuíferos costeros, dentro de una gestión integrada, es posible incrementar grandemente la seguridad de disponibilidad de agua en cantidad y calidad, con costes económicos, sociales y ambientales aceptables.

En muchas ocasiones, la gestión pública del agua conlleva subvenciones explícitas y encubiertas. Sucede habitualmente cuando se trata de agua pública para ser usada en la agricultura. La explotación por los particulares del agua privada o concesionada –es el caso más frecuente para las aguas subterráneas– no

suele recibir subvenciones o estas están incluidas en un contexto más amplio, como la subvención a la energía que existe en Canarias, que se paga por todos los españoles. Las subvenciones son socialmente buenas cuando se dirigen a promover acciones convenientes o a paliar situaciones difíciles, a condición de que sean claras, bien especificadas y sobre todo por un tiempo limitado no prorrogable y con un estricto control de la buena y eficaz aplicación, de acuerdo con objetivos bien especificados. De otro modo aparecen y se consolidan efectos perversos (Myers y Kart, 1998).

8.6 Instituciones y aspectos institucionales en relación con los acuíferos costeros

8.6.1 Aspectos generales

Las instituciones son sistemas de carácter social y cooperativo (Hogson, 2006) para ordenar y regular el comportamiento de un grupo de individuos e incluso del conjunto de la sociedad. Las instituciones trascienden las voluntades individuales ya que se impone un objetivo que es considerado como un bien social del grupo. El funcionamiento de las instituciones varía ampliamente, aunque generalmente se basa en reglas o normas. Esas normas son en sí las instituciones. La institución es principalmente un mecanismo y por lo tanto no tiene que ser un ente físico, aunque se plasma en forma de documentos, leyes y normas escritas. Con frecuencia se identifica institución con un grupo social u organización, incluso con un lugar físico, pero la institución es en realidad el sistema o mecanismo que permite su actuación para cumplir determinados objetivos. Las instituciones son importantes para la gestión pública (Bromley, 2001).

La gestión y la planificación de los recursos de agua requiere instituciones públicas y colectivas y la cooperación de instituciones privadas y de la sociedad civil. Para la gestión de acuíferos costeros hace falta una institución que tenga la responsabilidad, autoridad y medios para llevarla a cabo, dentro de la legislación existente y acorde con la idiosincrasia y costumbres del lugar. Pueden variar desde instituciones totalmente gubernamentales hasta las dominadas por los usuarios o personas con fines concretos, bajo determinadas reglas. En general se someten a un órgano público regulador. El carácter público o privado de la empresa no es algo relevante (Voivoutas et al. 2002).

El conjunto institucional incluye:

- política del agua, consistente con los objetivos
- legislación específica y general que permita integrar los aspectos sectoriales dentro de las visiones generales
- planes de gestión estratégicos
- medios para que actúe la administración del agua, tanto a nivel gubernamental como descentralizado, en aplicación del principio de subsidiariedad
- capacidad de coordinación de las administraciones sectoriales
- participación y corresponsabilidad de los usuarios
- información pública y por parte de los usuarios del acuífero, que sea adecuada, suficiente y transparente
- suficiente y adecuado nivel de vigilancia, observación y control

La administración del agua es sectorial y por lo tanto en sus acciones puede y suele interferir con las competencias de otras administraciones, por ejemplo del territorio, de la energía y de la agricultura y alimentación, pero también laborales y económicas, además de las notables implicaciones políticas por el gran número de personas afectadas. Por esta razón, hace falta disponer de una institución superior que coordine efectiva y eficazmente y con capacidad de decisión final.

El papel de las actuaciones de gestión de los recursos de agua que pueden realizar las instituciones públicas en acuíferos intensamente explotados ha sido analiza-

do en diversas ocasiones, en especial en relación con el llamado efecto Gisser–Sánchez (Gisser y Sánchez, 1980; Gisser 1983), según el cual, en circunstancias de explotación intensiva de un recurso ilimitado, se llega al mismo resultado económico final, tanto con instrumentos institucionales de control como sin ellos. Esto reduce la importancia de las instituciones, las que serían innecesarias, salvo para tratar de reconducir las etapas intermedias con el menor estrés y daño posible. Pero este resultado depende de las hipótesis,

premisas y estructura del correspondiente modelo analítico, que es muy simplista y que tiene deficiencias en cuanto a las condiciones en que se plantea el problema. En la realidad hay limitaciones físicas. Al considerar las limitaciones, aun en supuestos simples, cierto grado de control institucional supone una significativa mejora económica. Esto es lo que resulta en general (Koundouri, 2004) y en particular (Esteban y Albiac, 2011; 2012) y para los acuíferos costeros de entidad suficiente.

8.6.2 Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas en los acuíferos costeros

El agua subterránea puede ser considerada un ejemplo clásico de un recurso comunal (Lago Núñez, 2015). Su gestión colectiva es la forma más básica de gestión descentralizada, con posibilidad de cogestión, control y vigilancia a llevar a cabo conjuntamente por los usuarios y la Administración pública. Actualmente, las modernas herramientas de observación remota facilitan y extienden las posibilidades de observación, vigilancia y control. La gestión colectiva de las aguas subterráneas pocas veces nace espontáneamente, incluso cuando se aprecia que de esa gestión se deriva un beneficio. Se requiere un marco legal adecuado, reconocer los intereses económicos en juego, la complicidad de la administración pública y un inductor. El inductor es la tensión que surge cuando se ha alcanzado un cierto grado de deterioro que afecta a muchos de los usuarios y que ellos reconocen.

La gestión del agua subterránea, por su dispersión y gran número de explotadores, difícilmente se puede hacer únicamente de arriba abajo, con normas dadas desde los altos estamentos y que obligan a los de menor rango y a los usuarios, sino que se requiere también acción de abajo arriba, desde los usuarios, tanto en sentido estricto como en sentido amplio, y de sus instituciones, con cooperación, implicación, responsabilidad y vinculación. En el caso de aguas subterráneas, su promoción requiere actuaciones especialmente diseñadas (van Steenberghe, 2006; Rica et al., 2012), ya que no existe generalmente el incentivo o la fuerza que da la existencia de una costosa infraestructura a compartir. La posibilidad de acción colectiva es en parte una de las razones que hace que la “tragedia de los comunes” (Hardin, 1968) no sea una realidad (McKean, 2000; Schlager y López–Gunn, 2006), aunque en muchos de los acuíferos costeros españoles se tienen circunstancias en que inicialmente parece que se está en esa situación.

La existencia de comunidades de usuarios como instituciones para la gestión del uso del agua, bajo distintas denominaciones, es algo que tiene tradición secular en países áridos y semiáridos, en especial en relación con el regadío. No es posible abordar la complejidad, elevado coste y especial tecnología de las obras de captación y transporte que requieren las aguas superficiales y de la necesidad de obtener recursos económicos para su mantenimiento más que desde estamentos públicos o grandes empresas o por unión de esfuerzos de los que van a ser sus usuarios. En el caso de obras de promoción pública, la administración hidráulica ha podido forzar la formación de tales comunidades para el uso del agua como receptoras colectivas de la concesión o autorización. En España son algo común para las aguas superficiales, pero no en el caso de obras menores de promoción privada, como con frecuencia sucede con las aguas subterráneas.

Las comunidades de usuarios, en las diversas designaciones al uso, suponen acuerdos entre las instituciones de gobierno y los usuarios, que no siempre son sencillas y que a veces están plagadas de dificultades (López–Gunn y Martínez–Cortina, 2006). Además, suponen unos costes a los usuarios, que si bien son los que se debieran tener para la recuperación de costes sociales, en general son mal aceptadas o rechazadas, en especial por los usuarios agrícolas. En estos usuarios agrícolas muchas veces ha ido arraigando una cultura de derecho a la subvención para cualquier actuación. Para justificarla se suelen aducir argumentos muy diversos. En el caso de la sustitución de parte de las extracciones de agua subterránea salinizada por agua desalinizada en el delta de La Tordera, el abastecimiento urbano reclamaba que el incremento de coste se disminuyese, pagándolo con los beneficios derivados de la mejora en la industria local y en la agricultura y porque en el fondo lo hecho era consecuencia

de la obligación legal de la Administración de frenar y reparar la salinidad de los acuíferos, según la Directiva Marco del Agua [JMP].

Las comunidades de usuarios y organizaciones colectivas son en general deseables y necesarias para una correcta gestión del agua en condiciones de escasez (Olson, 1965), pero pueden encontrar dificultades para evolucionar hacia formas eficientes (Calatrava y Garrido, 2006) a causa de su historia, tradición y restricciones heredadas, tanto físicas, como administrativas.

Hay algunos principios generales de diseño institucional (MASE, 2015) para que los recursos comunales (*common pool resources*) perduren. Estos principios influyen en la operatividad y persistencia de las instituciones, las que deben ser diseñadas para encajar en cada caso particular. En ellas, la exclusión es una condición necesaria pero no suficiente para asegurar que las reglas sean respetadas a largo plazo.

La gestión de los acuíferos como un bien común de los diferentes tipos de usuarios, diferente de la de las obras realizadas, tiene una experiencia limitada a nivel mundial. Hay algunos ejemplos en México (en especial en el Estado de Guanajuato), España e India, además de los de California y otros lugares de Estados Unidos en sus condiciones peculiares (Foster y Loucks, 2006; Custodio, 2010a). Las acciones de promoción de comunidades de usuarios de aguas subterráneas han sido analizadas por van Steenberg (2006) y Taher et al. (2012) y resumidas en MASE (2015).

En España hay una larga tradición de gestión colectiva y asociacionismo-cooperativismo en el ámbito agrícola-ganadero, en especial como comunidades de regantes, las que son mucho más numerosas con aguas superficiales que con aguas subterráneas. Una característica común a todas estas comunidades o asociaciones, en la mayoría de los casos comunidades de regantes, es la gestión de su propia concesión, obra o autorización en lo que respecta al uso del agua y al pago de los gravámenes, pero no en cuanto a la conservación, buen uso y gestión del recurso de agua, sea este un río o un acuífero. Se ha avanzado en la formación de comunidades de usuarios de aguas subterráneas cuyo objetivo es el recurso (Hernández-Mora, 2002; Hernández-Mora y Llamas, 2001; López-Gunn y Martínez-Cortina, 2006; Custodio, 2010a), que son diferentes a las sociedades civiles de regantes, en las que el objeto es el riego y no el recurso de agua subterránea y el acuífero.

La primera comunidad de usuarios de aguas subterráneas (CUAS) nació en el Baix Llobregat (Valle Bajo y Delta), Barcelona, en 1975, que es un acuífero costero, cuando todavía las aguas subterráneas eran del dominio privado según la Ley de aguas de 1879 (Codina-Roig, 2003). En ella dominan las empresas de abastecimiento de agua y las industrias. No es el caso más común en España, en que los usos agrícolas de riego son los dominantes. Cuando domina el uso de riego, en general con numerosos pequeños explotadores de aguas subterráneas, es más difícil llegar a acomodar los intereses privados sobre un bien a unas normas, en general restrictivas, aunque haya beneficios mutuos que se derivan de la conservación y mejor uso de un bien común, que en este caso es el acuífero. La gestión colectiva conlleva gastos que son mal aceptados por comunidades agrícolas que carecen de suficiente visión de futuro y de conocimiento del acuífero como una unidad. No obstante, en las áreas costeras mediterráneas de agricultura intensiva, en estos momentos hay un buen desarrollo del cooperativismo y de acciones conjuntas coordinadas para la comercialización de sus productos y para la adquisición de insumos. Debería ser sencillo llegar a comunidades de usuarios de aguas subterráneas. Si no se ha logrado aún es a causa del insuficiente conocimiento de que el acuífero es un patrimonio esencial común, así como que el riesgo de salinización es un problema de todos. En parte subsiste una insolidaridad en cuanto a la seguridad que ofrece a ciertos usuarios el disponer de un derecho a un agua segura, como ventaja competitiva frente a otros que no tienen ese derecho [MS]. Por esa razón se ve difícil que los cedan a la Comunidad de Regantes para que los gestione.

Las experiencias previas y la gran explotación intensiva en acuíferos costeros mediterráneos españoles (Delta del Llobregat, Camp de Tarragona, Plana de Castelló), propiciaron que se introdujese la figura de las CUAS en la Ley de Aguas de 1985, tomando como modelo organizativo el de las comunidades de regantes (Pérez-Pérez, 1988). Según la Ley de Aguas, la creación de estas comunidades era obligatoria para aquellos acuíferos que se declarasen sobreexplotados, en los términos que definía la Ley de aguas de 1985.

La creación de CUAS de arriba abajo ha sido poco efectiva, mientras que la veintena que hoy existen y están operativas en España han nacido desde los propios usuarios (de abajo arriba) para abordar situaciones concretas, diferentes en cada caso, unas veces con el apoyo de la administración del agua y otras con ciertos celos y cortapisas por parte de la misma.

En el ámbito urbano hay poco asociacionismo de usuarios, aunque la situación está cambiando (por ejemplo

la Aliança per l'Aigua en Eivissa).

8.6.3 Instituciones de gestión del agua subterránea en acuíferos costeros españoles

Cuando existe un único usuario físico o legal, se tiende a producir una autorregulación en el sistema, con un ajuste de las extracciones y de las condiciones de operación para buscar un uso sustentable. Esto no sucede cuando son varios los usuarios. La ventaja de la integración de los diferentes usuarios de un acuífero, aunque es bien percibida por los interesados, necesita incentivos para su consorcio, en especial cuando se trata de problemas de salinidad, como en los acuíferos costeros. Estos incentivos deben vencer posturas encontradas, de índole tanto económica como social, que impiden llegar a acuerdos y adoptar decisiones razonables y favorables a todos. Ejemplos positivos son los de Castell de La Solana y Ondara, con unión entre las distintas comunidades de regantes, en el primer caso de nueve comunidades y en el segundo de cuatro comunidades, aunque con grandes dificultades, que en estos casos están relacionadas con la valoración de las instalaciones de cada una de las comunidades [BBN y JG].

Las dificultades que con frecuencia se encuentran para que se los usuarios se organicen, son debidas en muchos casos a se desconoce la problemática asociada a la disponibilidad y suministro de agua y, en los acuíferos costeros, de evitar su salinización. Esta falta de conciencia, mayor en el medio urbano y cuanto mejor es la seguridad, hace que las prioridades y atenciones sociales se centren en otros temas. No sucede lo mismo en el medio rural, dónde suele haber conciencia de la situación, pero pueden dominar impedimentos a la asociación por problemas de convivencia y competencia y por creer que la puesta a disposición del agua es algo que otros deben aportar, en general el estado.

Cuando se han producido deterioros y contaminaciones, con salinización de pozos costeros, que sólo afectan a una fracción de usuarios, los no afectados se inhiben. Cuando el daño alcanza a la mayoría, no es raro el sentimiento que de que no hace falta hacer nada para mejorar y proteger los acuíferos, pues ya se mejorará por sí mismo a causa la evolución socioeconómica que elimina excesos de uso. Estas posturas evolucionan mejorando favorablemente con la cultura y el conocimiento. En numerosas situaciones actuales, los agricultores están muy concienciados de que hay que lograr mejoras ambientales y usar bien el agua.

Un problema social frecuente, como se produce en la Plana de Castelló, es que la población rural envejece y no tiene renovación, pues sus hijos venden el terreno heredado y abandonan los cultivos a causa de su bajo rendimiento económico, emigran a zonas urbanas y no consideran regresar. El posible regreso de agricultores al campo como consecuencia de la actual crisis económica no pasa de ser anecdótico. La excepción es La Vall d'Uixó, donde a pesar de la problemática de salinización de las aguas subterráneas, no ha faltado nunca el agua para riego [IME]. Otro tipo de problemas se asocian a la aparición de empresas agrarias temporales, con fines especulativos, que además de sobreexplotar y degradar, desestructuran el fondo cultural preexistente. Por el momento no es un problema serio en las áreas consideradas.

La tipología de las asociaciones y comunidades que tienen como sujeto a las aguas subterráneas es diversa, según muestra la Tabla 8.6.1.

Tabla 8.6.1 Tipologías de comunidades de agua subterránea en España (modificado de López–Gunn, 2009). Sólo se mencionan comunidades que afectan a acuíferos costeros

Orden	Tipo de derecho	Ejemplo
Terciario	Público	Junta Central de Usuarios del Acuífero del Poniente Almeriense
	Privado	Associació Catalana de Comunitats d'Aigües Subterrànies
Secundario	Público	Agrupació Provincial de Pozos de Riego de Castellón
Primario	Privado	Comunitat d'Usuaris d'Aigües del Baix Llobregat

Las existentes y su momento de creación se reflejan en la Figura 8.6.1.

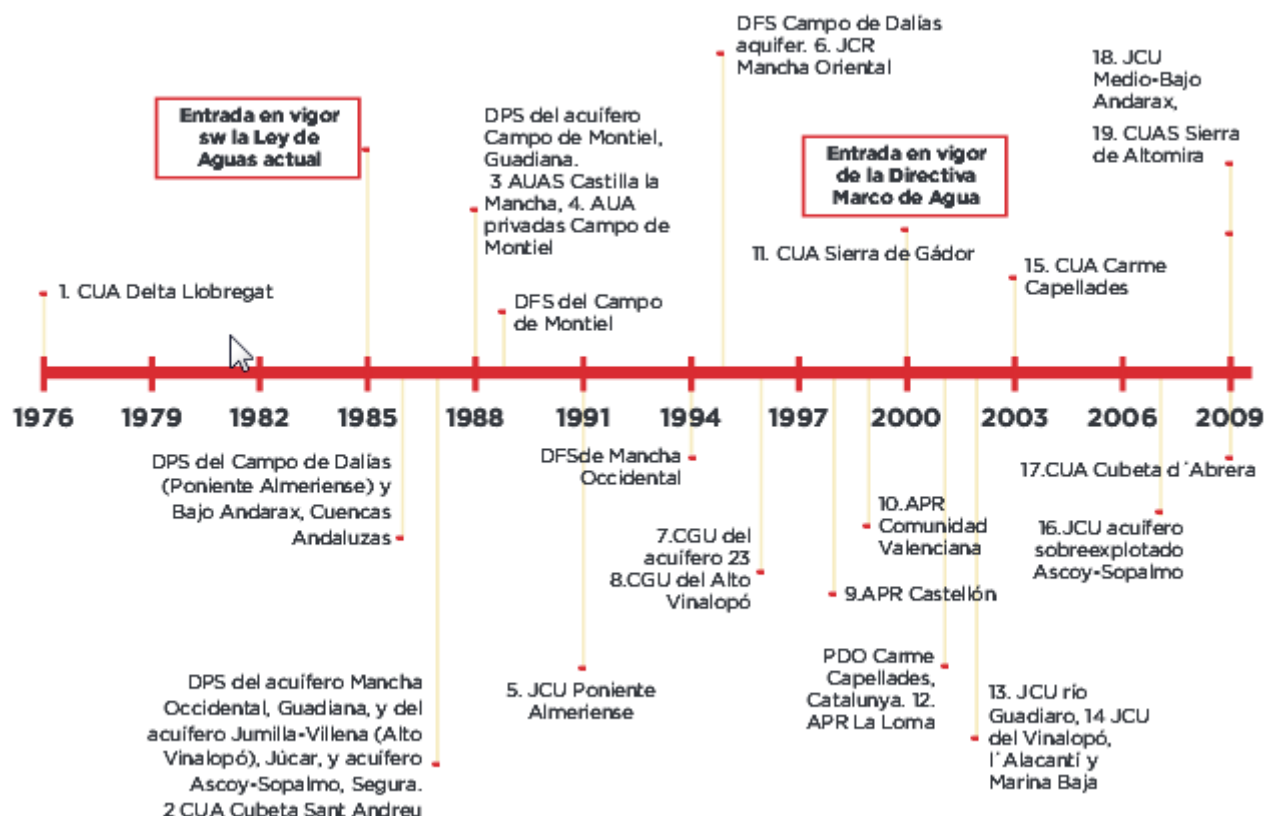


Figura 8.6.1 Historial de la creación de CUAS en España y declaraciones de sobreexplotación de acuíferos (López-Gunn y Rica, 2013). DPS = declaración provisional; DFS = declaración final.

De las 19 Comunidades de aguas subterráneas (CUAS) existentes en España, las que implican acuíferos costeros, por orden de antigüedad, son (Rica Izquierdo, 2016):

- 1976 Delta Llobregat
- 1986 PDO Campo de Dalias y Bajo Andarax
- 1991 Junta Central de Usuarios del Poniente Almeriense
- 1998 Agrupación Provincial de Pozos de Riego de Castellón, Vila-Real
- 1999 Agrupación de Pozos de Riego de la Comunidad Valenciana, Valencia
- 2000 Junta Central de Usuarios de los Acuíferos de la Sierra de Gádor
- 2010 Junta Central de Usuarios del Medio-Bajo Andarax

Muy recientemente (finales de 2016) se ha constituido una nueva en el Baix Empordá, que también es un área con acuíferos costeros.

En la Comunidad Valenciana están muy implantadas las agrupaciones de gestión de aguas subterráneas,

que en el caso de la agricultura son comunidades de regantes. Algunas de ellas están integradas en asociaciones de mayor entidad y funcionan bien. Para la gestión del agua concedida, en 1989 se constituyó la Comunidad General de Regantes de La Vall d'Uixó, que es mixta de aguas superficiales y aguas subterráneas y corresponde a un acuífero costero. Tiene unas 40 captaciones de 11 comunidades

En 2002 se constituyó la Junta Central de Usuarios del Vinalopó, L'Alacantí y el Consorcio de Aguas de la Marina Baja, que solo marginalmente afectan a acuíferos costeros. Un intento similar en La Marina Alta ha resultado inoperativo a efectos prácticos.

La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena no gestiona las aguas subterráneas. Cada agricultor usa su pozo en momentos de escasez, si lo dispone, y puede venderla a terceros mediante acuerdos bilaterales que no se suelen registrar.

En el ámbito de la gestión de las aguas subterráneas,

se ha planteado la posible creación de una comunidad de usuarios de aguas subterráneas en el Campo de Níjar (Almería). En el Campo de Cartagena las actuaciones de gestión conjunta las realizan las comunidades de regantes. Aún hay escasa conciencia de bien común a proteger y se tiene la esperanza encubierta de que la Administración del agua acabará por acudir a resolver los problemas actuales dados los problemas sociales que se originan. En el Campo de Cartagena y en el Campo de Níjar, la salinidad no es debida a la intrusión marina sino natural, de retornos de riego y de descarga de las numerosas plantas de desalobración existentes.

En el Sistema acuífero del Campo de Dalías–Sierra de Gádor se han formado asociaciones para la gestión de los recursos de agua. En el Sector Oeste de Campo de Dalías (Acuífero Inferior Occidental), con el objeto de garantizar el suministro del agua de riego a todos los regantes agrupados, constituida en el año 2000, se formó la Junta General de Usuarios de Aguas Subterráneas de los Acuíferos de la Sierra de Gádor (JCAGG), que actualmente la componen 17 Comunidades de Riego. La Comunidad General ha desarrollado un plan de modernización de las redes de riego, así como la instrumentación necesaria para conocer el comportamiento de los acuíferos en tiempo real. La JCAGG tiene una Asamblea General formada por un representante por cada CUAS, que tiene un único voto [AC]. Sus ingresos para el funcionamiento proceden de sus partícipes. Cuando una participación usa menos agua a nivel anual, es agua que simplemente no se ha extraído del acuífero o que la JCAGG puede haber aplicado. Si usa más, recibe la de su derecho al precio normal y el exceso a un precio incremental. Los precios son determinados por la Contabilidad de la Junta Central. Si hay agua disponible, se puede vender agua a otros, al precio incremental [AC].

En la misma área existe otra Junta General (Plataforma de Defensa de Aguas Privadas), similar a la anterior, pero sin haber realizado inversiones adicionales para su normal funcionamiento. Otras Juntas Centrales importantes son las de Sol Poniente y la Sol y Arena (en Roquetas). Todas estas Juntas Generales participan en propuestas para afrontar requerimientos futuros mediante el aporte de agua externa o llevando a cabo mejoras internas.

En Baleares no hay asociaciones de usuarios de agua subterránea propiamente dichas. Se ha planteado la posibilidad de una comunidad para gestionar el acuífero de Migjorn, en Menorca, que tiene problemas de salinización en sus extremos, en especial en el área de Ciutadella.

Tampoco hay asociaciones de usuarios de agua subterránea propiamente dichas en Canarias. Los intentos para constituir las no han progresado, en parte porque las Heredades y Comunidades de Agua y los grandes explotadores se sienten suficientemente representados en el respectivo Consejo Insular de Aguas. En Gran Canaria y Tenerife existen relaciones entre los principales consumidores y explotadores para defender, tratar y mejorar asuntos que les conciernen, pero no son instituciones constituidas como CUAS y sus actuaciones trascienden poco, lo mismo que el funcionamiento de los mercados del agua. Los explotadores y usuarios de agua subterránea, los grandes directamente y los otros a través de representantes, tienen un peso notable en los Consejos Insulares de Aguas, pero domina una minoría que acuerda con la Administración del agua las actuaciones, de modo que con frecuencia se requiere la intervención de estamentos superiores para hacer modificaciones de fondo. En Gran Canaria y Tenerife, los respectivos Consejos Insulares, han adoptado medidas, reflejadas en los decretos de los respectivos planes hidrológicos, para limitar los problemas de salinización en la parte costera de los acuíferos, como la clausura de pozos salinizados y la no autorización de nuevas captaciones, aunque en Gran Canaria subsiste la extracción de agua salobre para alimentar plantas desalobradoras.

En Gran Canaria existe la Asociación Canaria de Empresarios del Agua, muy activa en tiempos anteriores y con una aportación importante al censo de captaciones y a la gobernabilidad, pero actualmente es poco operativa y con escasa actividad y acción [FRV]. Hoy la asociación ha quedado reducida a unos pocos asociados reales, poco activos al cesar la operación de muchos pozos, en buena parte por el alto coste de la energía. No obstante, la asociación mantiene su representación en la Junta General del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria y tiene un representante en la Junta de Gobierno [JGM]. Se han constituido sociedades y comunidades privadas para la gestión de aguas, como Agrabagua, en Guía–Gáldar (Gran Canaria), con el apoyo del Consejo Insular de Aguas, para atender a la demanda agrícola y desalinizar, aunque también puede dar servicio al abastecimiento urbano [FRV].

En Tenerife, la Cámara de Aguas, también tuvo un importante papel en el censo de captaciones, y sigue siendo una institución activa, que recientemente se

está revitalizando para afrontar los problemas de disponibilidad previsibles, como contrapeso de los propietarios a las actuaciones públicas.

8.7 Transacciones, comercio y mercados de agua subterránea en acuíferos costeros españoles

El agua se considera un bien social necesario e insustituible para la vida y el bienestar humanos y para el medio ambiente. En consecuencia es un bien público no comerciable, como también lo es el aire. Es un recurso con características especiales (Savenije, 2002). Estas sencillas afirmaciones, aunque conceptualmente ciertas, no expresan otros aspectos esenciales, como que el agua y el agua de buena calidad son bienes escasos en muchos lugares y que su puesta a disposición, uso, cuidado y evacuación –devolución– al medio ambiente en condiciones adecuadas requiere esfuerzos, energía e instalaciones y que por tanto tiene un coste asociado, que debe ser pagado. De ahí que el agua, además de ser un derecho humano, tenga un valor económico, reconocido en la Declaración de Dublín sobre el agua, sujeto a las leyes de la economía, aunque con notables limitaciones y condicionantes. Los sentimientos, apreciaciones personales, política, costumbres, apetencias, deseo de servicio, búsqueda de un lucro razonable y justo y una posible larga serie de considerandos, hace que los planteamientos de gestión pública o privada, de comercio o no, de libre acceso o restringido, de precios reales o socialmente asumibles, etc., no tengan ni enfoque único ni se basen en principios de aceptación general. En su apreciación y toma de postura subyace una fuerte carga política y social, además de cultural y religiosa, con un importante trasfondo ético y moral y con planteamientos que en ocasiones carecen de racionalidad o pueden ser doctrinarios y oportunistas.

Así, el comercio del agua, con el establecimiento de alguna forma de transacción mediante pago o de mercado, es algo que tiende a ser rechazado, pues se considera que un bien común de carácter vital no debiera ser utilizado para lograr beneficios privados, a los que se les califica infundadamente de inapropiados. Lo que en realidad se busca con el beneficio –debe buscarse bajo el control de un órgano regulador– es eficiencia en el uso, mediante mecanismos de incentivación y servicio correcto, además de una retribución razonable al esfuerzo privado que se haya aplicado.

Las externalidades asociadas a la captación y uso del agua y su efecto sobre los servicios ecológicos tienen una notable componente económica, que no se puede obviar. Su no consideración lleva a costos que pagan otros, ahora o más tarde, y puede suponer pérdidas importantes del patrimonio natural. La consideración de las externalidades negativas es singularmente importante para los acuíferos costeros, dado que pueden pasar desapercibidas, son difíciles de medir y suelen implicar cambios lentos y diferidos.

Parte de los problemas de gestión y de gobernanza se pueden tratar de resolver mediante comercio del agua, una vez que se haya garantizado que se preserva su papel como derecho humano y de mantenimiento razonable del medio ambiente y sus servicios.

El comercio del agua, en especial del agua subterránea, es algo conocido desde antiguo en países áridos y semiáridos, con muy distintos matices. En general hace referencia a contratos y acuerdos bilaterales o entre pocos, sin o con pocas opciones de oferta y demanda, sin las condiciones de lo que en economía se considera un mercado libre.

Un mercado que funcione correctamente a través de la oferta y la demanda proporciona mayor eficacia en la asignación y mayor beneficio neto social para un recurso escaso, pero se requiere un buen funcionamiento del mercado. Esto puede no suceder y raramente sucede en el caso de los recursos de agua, debido a sus especiales características de oferta limitada, pocos compradores, dificultades de transporte del agua objeto de la transacción desde el lugar de disponibilidad al de uso (o de poner a disposición agua en cantidad y calidad en un cierto lugar a cambio de la adquirida en otro lugar) e instalaciones y redes de distribución de un solo propietario o de pocos. Por eso se trata de mercados imperfectos –a veces casi monopolios– con inconvenientes y deficiencias que requieren corrección. Una excepción, dentro de sus imperfecciones, es la situación en Gran Canaria y Tenerife y en parte en La Palma. Los mercados del agua, dentro de sus limitaciones, son

un notable instrumento de gestión (Easter et al., 1998; 1999) a tener en cuenta en los acuíferos costeros.

Para el buen funcionamiento de los mercados de recursos de agua es necesario (Dinar et al., 1997): a) definir los derechos de agua, b) crear marcos legales e institucionales para el comercio, c) realizar inversiones infraestructurales para hacer posible el transporte del agua, d) definir y reconocer los aspectos de seguridad jurídica y administrativa y de transferencia de los derechos de recursos de agua, e) eliminar los subsidios públicos al uso y distribución del agua, f) ir a precios de mercado para el agua y g) identificar y reducir las barreras legales y administrativas a las transferencias de agua, incluyendo las que afectan a más de una unidad administrativa.

Los mercados privados y precios del agua suelen funcionar bien cuando el agua tiene características de bien privado, como en el caso de las redes urbanas. Presentan dificultades para la explotación de aguas subterráneas, ya que tienen características de bien comunal. Su transformación en un bien privado puede crear dificultades, en especial en áreas áridas y semiáridas con escasez de agua, pero esta es en buena manera la realidad dominante en el caso español.

Los mercados de agua o sus aproximaciones no tienen en cuenta las externalidades negativas (Lago Núñez, 2015), en especial las que hacen referencia al medio ambiente y servicios de la naturaleza, y en los acuíferos costeros la salinización. Para corregir estos aspectos se requiere elementos reguladores eficaces, capaces y que no queden secuestrados ni tampoco invalidados por excesiva interferencia política. Para el agua subterránea, y en concreto para los acuíferos costeros, los elementos reguladores están aún muy poco desarrollados y experimentados. Las debidas compensaciones han de venir de una intervención pública, que ni es sencilla, ni bien experimentada, ni de fácil aceptación.

En comparación con las decisiones centralizadas, los mercados se benefician de a) información local y dispersa sobre demandas y recursos de agua disponibles, b) incorporación de apreciaciones subjetivas, c) poder redirigir el riesgo de incertidumbre y d) sensibilidad a señales en relación con el precio del agua que se derivan de cambios en las circunstancias o en el conocimiento.

Para una aproximación a lo que se podría considerar como incipientes mercados (o quizás comercio regu-

lado) de agua, se requiere que los derechos y concesiones de agua sean flexibles. En el mundo agrario esto conlleva que se desligue el derecho al agua de la propiedad del terreno, que se evite que, a consecuencia del comercio, se incremente la demanda y uso de agua y la especulación (por ejemplo fijando precios máximos en los contratos en el caso de mercados limitados) y que los acuerdos se puedan cerrar con rapidez. Las transacciones de agua pueden encontrar dificultades administrativas en relación con definiciones imprecisas e inadecuadas de los derechos de agua, por las externalidades asociadas no consideradas (temporales, espaciales, en la calidad del agua) y por la reluctancia al intercambio de derechos.

La experiencia documentada del comercio del agua y de los mercados de agua es limitada. Existe sólo en unos pocos países. Buena parte de la experiencia se deriva de actuaciones en California, Arizona, Texas, Kansas, Australia, Canadá y Chile y la que se empieza a generar en la España peninsular y la que existe tradicionalmente en Canarias (MASE, 2015). No hay otros ejemplos claros en Europa. La aplicación a los acuíferos costeros es muy limitada.

La dispersión local de la explotación de las aguas subterráneas mediante numerosas captaciones y el frecuente carácter privado a efectos prácticos de las explotaciones favorece intercambios, ventas y cesiones de aguas entre vecinos, muchas veces de forma informal o en pseudo-mercados, con frecuencia poco transparentes (Hernández-Mora y De Stephano, 2013). De esa forma, ese comercio no reúne las condiciones mínimas de un mercado libre en cuanto a la eficacia en la asignación de recursos, pero ha jugado y juega un papel importante en la disponibilidad local de agua en momentos de sequía. La excepción es Canarias (MASE, 2015).

En general, la posibilidad de alguna forma de compra-venta del agua mejora la situación de riesgo de pérdida de la producción agraria de regadío y también el riesgo económico de los posibles vendedores. Para conseguir que la atribución y uso del agua agrícola en caso de un suministro incierto sea más eficiente que lo que se conseguiría con mercados descentralizados es conveniente que los posibles intercambios de agua se hagan en mercados intermediados por la Autoridad del agua. El intercambio directo sólo parece eficaz cuando el suministro de agua es relativamente cierto.

El agua sometida a comercio tiene costes (Crase et al., 2002) y por lo tanto un precio que depende de los

costes en origen, incluyendo el tratamiento corrector de la calidad que haga falta, y del transporte hasta los lugares de entrega (pueden ser significativos), además de los beneficios razonables. Además existen costes de transacción. En momentos de sequía, los precios pueden aumentar si se requieren mayores elevaciones (por ejemplo por niveles más profundos del agua subterránea), cuando además de que hay que repercutir los costes fijos en una menor cantidad de agua disponible. En acuíferos costeros, el mayor coste está también relacionado con la escasez que supone la reducción y redistribución de caudales para limitar la salinización y en algunos casos el sobre coste de incorporar procesos de desalobración.

Una interesante variante de los mercados del agua son las subastas de agua (Zetland, 2013; Zetland y Weikard, 2013), hasta ahora poco practicadas. Parece un medio eficaz, pero requiere un contexto legal y administrativo apropiado. No se conoce su eficacia en acuíferos costeros.

En cualquier caso, la posibilidad de acceso a la adquisición de agua es una forma de seguro agrario, que puede tener importancia en acuíferos costeros.

Las transacciones de agua pública en España no han sido posibles hasta la modificación de 1999 de la Ley de aguas de 1985 (MASE, 2015), en condiciones restrictivas, muy reguladas y con la expresa intervención de la Administración. Estas transacciones son importantes para algunos acuíferos costeros con gran presión de extracción de agua subterránea, como sucede con la importación de agua mediante el Transvase Tajo Segura con respecto al Campo de Cartagena.

Aunque las aguas subterráneas de España sean del dominio público, el 80% de las mismas siguen siendo privadas a efectos prácticos, como se expone en el Capítulo 5. Por lo tanto son susceptibles de arriendo, subasta o compra. Esto explica que haya habido y haya un comercio del agua subterránea privada, informal y a pequeña escala en los acuíferos costeros mediterráneos españoles (Hernández-Mora y De Stephano, 2013; De Stefano et al., 2014). Algunas actuaciones son ya casi centenarias, pero en ningún caso se ha llegado al desarrollo alcanzado en Canarias.

Los mercados de agua subterránea tienen un desarrollo especial y específico en Gran Canaria y Tenerife (MASE, 2015), y hasta cierto punto en (San Miguel de) La Palma, con peculiaridades propias en cada una de las islas. Eso es debido a que las inversiones, la

gestión y la explotación de los recursos surgieron y fueron impulsadas, hace décadas, casi exclusivamente por entidades privadas, interesadas en incrementar los volúmenes disponibles de agua. Estas empresas adquirieron mayoritariamente la forma de entidades asociativas peculiares: Comunidades de Agua. En este régimen, las aguas captadas y los derechos de las mismas no están asociados a la tierra, sino que el agua de cada Comunidad de Aguas es propiedad de cada partícipe en proporción al número de participaciones que posee, pudiendo cada uno decidir individualmente el destino que quiere darle a la cuota de caudal o del volumen que le corresponde. Así, cada partícipe puede ser usuario o consumidor de su propia agua u ofrecerla a otros en venta o intercambio (permuta). El mercado del agua es casi generalizado, con compraventa a través de intermediarios. En muchos casos, la explotación afecta principalmente a las partes medias y altas insulares y sólo indirectamente a la parte costera propiamente dicha. De ese modo se afecta moderadamente a la descarga de agua insular al mar, salvo en las áreas con numerosos pozos costeros de Guía-Galdar, Telde y Vecindario, en Gran Canaria.

El comercio se puede considerar como un mercado del agua al existir una oferta, una demanda y un modo de negociar, con numerosos actores. Hay mercados de propiedad y derechos de agua, que pueden ser a modo de participaciones, títulos y acciones en las diferentes captaciones, y mercados del agua propiamente dicha, en los que se aplica un precio al agua que se transfiere. Actualmente ambos mercados son virtuales, en el sentido de que no existe un lugar concreto para las transacciones sino que se hace vía telemática. El mercado del agua puede ser más o menos eficaz para los grandes productores y compradores, pero puede distar de serlo para los pequeños. No hay claras reglas de regulación por una autoridad superior, ya que se trata de algo poco transparente, complejo, socialmente delicado y políticamente explosivo. En general, no se consideran directamente aspectos de calidad, en especial los de salinidad, aunque los usuarios los conocen y actúan en consecuencia. Las regulaciones actuales, principalmente en Tenerife, no dejan entrar en el mercado aguas con salinidad notablemente superior a la típica de la zona, con lo que esto disuade de su explotación y evita excesos de extracción costera. Sin embargo, las limitaciones apenas actúan en el E de Gran Canaria, donde el mercado ha sido substituido por uso propio y transacciones bilaterales y la explotación costera de aguas subterráneas salobres en parte se destina a alimentar plantas de desalobración.

Los mercados del agua canarios han sufrido recientemente impactos importantes a causa de la incorporación de agua desalinizada y regenerada de oferta pública, a precios similares y a veces menores que los del agua subterránea, lo que ha permitido que los precios de compra del agua se estabilicen, pero afectando negativamente al libre mercado. Esta oferta se hace principalmente en la zona costera. La evolución hacia una mayor intervención pública es contraria a la evolución de otros sectores de la actividad económica, como la energía y el transporte. Las inversiones públicas en el sector del agua suponen una disminución de la inversión privada y además se detraen de otras inversiones destinadas a la población y se hacen con una visión sectorial que puede conllevar vicios e ineficiencias. Lo que sale de las plantas de producción de agua industrial es agua de carácter público, aunque hay productores que la venden a terceros. Tal sucede en Maspalomas–El Inglés, Puerto Rico y Mogán, en Gran Canaria, y también es el caso en Las Palmas de Gran Canaria por parte de la empresa mixta municipal de abastecimiento [EMD y LFM].

Actualmente, buena parte de las transacciones de agua en Gran Canaria se hacen directamente por acuerdo entre vendedor/productor de agua y el que la demanda [JLGM]. Los que actualmente demandan más agua suelen ser entidades públicas (frecuentemente municipios) o algunos grandes compradores privados. La gran demanda agrícola se autosumministra en gran manera y la pequeña está en recesión por estar el sector en crisis.

La clásica tenencia del agua por Heredades y por “aguatenientes” ha dado lugar a la de “neoaguatenientes”, que se apoyan en actuaciones oportunistas de adquisición selectiva de captaciones de agua y de ventas de agua. Los intermediarios (“rancheros”) ya no juegan el papel de tiempos anteriores. Han cambiado de actividad o han cesado. Las grandes empresas de aguas no realizan el papel de intermediarios. Los municipios ya no suelen ir al mercado a negociar el agua que necesitan, sino que reciben ofertas de agua [EMD y LFM].

La prolongación hipotética de la vigencia de los actuales derechos de agua subterráneas privadas en Canarias, que legalmente deben convertirse en concesiones a partir de 2043, no es claro que sea atractivo ya que las nuevas generaciones no tienen el interés que tenían sus predecesores y la Bolsa de Aguas ha decaído notoriamente. La Ley de Heredamientos de Agua, de 1956, que se aplica a las transmisiones patrimoniales de las Comunidades de Agua, alienta a realizar inversiones, pero es frecuentemente olvidada y evitada. Su mayor aplicación ayudaría al interés privado [LLAA].

En la actualidad, la ejecución de nuevas inversiones en galerías y pozos en Canarias es complicada. La Ley de Seguridad Minera es un notable freno por las numerosas dificultades para su aplicación, aunque son razonables y necesarias. Posiblemente haya muchos propietarios actuales que prefieran pasar al régimen concesional y pagar el canon (si se hiciera como en la actualidad, que no se cobra), pasando las responsabilidades infraestructurales a la Administración Pública [LLAA]. Actualmente hay una clara paralización de inversiones privadas.

8.8 Implicaciones sociales de carácter ambiental

El uso intensivo del agua subterránea tiene claras implicaciones ambientales al modificar el ciclo hidrológico y las relaciones entre sus componentes. Estas implicaciones ambientales suponen cambios, en general por disminución y menoscabo de la funcionalidad de los ecosistemas y de los servicios ecológicos que proporcionan, como se expone en el Capítulo 4. Estos cambios suelen aparecer lentamente, a lo largo de años, de modo que es difícil establecer de forma inmediata la relación causa–efecto. A veces se requieren estudios de detalle para los que se suele carecer de datos suficientes, son difíciles y costosos y pueden ser objeto de controversias y rechazo. Por ello no se suelen tener

en cuenta y no se valoran, aun cuando pueden ser externalidades negativas importantes, cuyo coste es pagado por terceros actuales o futuros o por la sociedad en general a través de la imposición general.

Las implicaciones sociales de carácter ambiental y otras externalidades son el resultado de interacciones con el entorno. Para su tipificación, Jarvis (2014) considera que estas interacciones se hacen en tres ámbitos: el comunal, el de los hidrocomunes y el de la herencia común, como se representa gráficamente en la Figura 8.8.1.

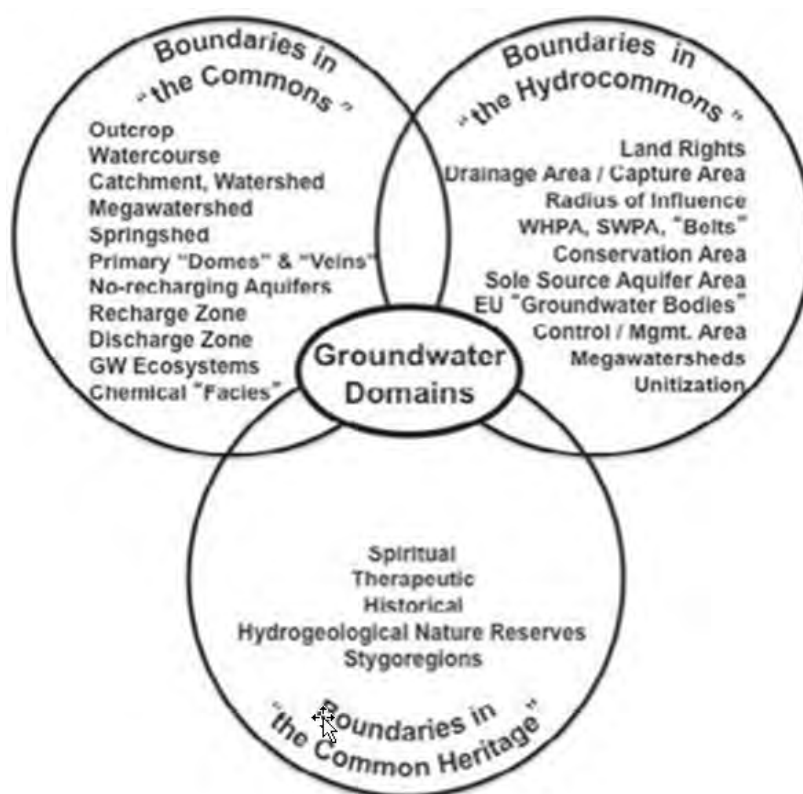


Figura 8.8.1 Tipología de los contornos (límites) del agua subterránea y los acuíferos, según Jarvis (2014).

Una estricta intervención administrativa en cuanto a no permitir el suministro de agua con salinidad excesiva, puede llevar a restricciones en el suministro, si ello reduce las extracciones o no permite ampliar las disponibilidades. En no raras situaciones costeras españolas, la intervención administrativa puede frenar inversiones y desarrollos económicos, con lo que aparece un conflicto entre el cumplimiento de las disposiciones de calidad del agua y el respeto de los derechos al agua de los habitantes y sus actividades económicas. La resolución de los problemas puede exigir inversiones importantes, difíciles de amortizar o bien un gran cambio en el modelo de uso del agua y de desarrollo social. No es raro que se paguen tarifas significativas por un agua no potable, en ocasiones sólo apta para sanitarios, y que las dotaciones sean muy altas por mal estado de las redes de distribución. Por ejemplo, en Santanyí, en Mallorca, se paga domiciliariamente 0,40 €/m³ por un agua que es salobre y se hace con una dotación en cabeza de suministro de 700 L/habitante/día, cuando la media balear es mucho menor, como mucho de 290 L/habitante/día. La mala calidad del agua suministrada lleva a que el agua de consumo humano sea embotellada. Esto supone un gasto familiar no despreciable, aparte de la problemática de eliminación de envases. Por otro lado, la alta salinidad acorta seriamente la vida de los electrodomésticos y

conducciones domiciliarias y aumenta la frecuencia de averías. Este es un aspecto importante que es sentido por la población [LSGV, MPM y MLR]. Hay movimientos vecinales que demandan soluciones a la actual situación y mejoras en la calidad del suministro, en especial en lo relativo a la salinidad. Según encuestas realizadas en el municipio de Manacor, vecino del de Santanyí, la población aceptaría un aumento de las tarifas del agua si va acompañado de una mejora de calidad que evite los problemas antes mencionados. Los establecimientos hoteleros solucionan la falta de calidad del agua de la red de suministro con agua embotellada para la bebida y cocinado [LSGV, MPM y MLR].

Otro problema consiste en que la gestión de las nuevas fuentes de agua (desalinización marina), conjunta con la explotación controlada de los acuíferos, y apoyada en propuestas técnicas, ha sido substituida por una gestión basada estrictamente en criterios económicos, sin tener en cuenta los aspectos hidrogeológicos ni contabilizar los costes ambientales [ABP y CG].

Las condiciones climáticas son cambiantes de un año a otro, con fluctuaciones que determinan periodos secos y periodos húmedos, que se repiten con cierta periodicidad, aunque con realizaciones muy irregulares. Hay ciclos de una o varias décadas de periodo, que apare-

cen en las series hidrométricas suficientemente largas. Esta variabilidad climática tiene impactos sociales y económicos importantes. Los más significativos bajo el punto de vista de los acuíferos costeros son las sequías, pero también lo son las épocas húmedas y las crecidas, en las que aumenta la recarga y se produce un lavado de las posibles acumulaciones de agua salina.

En las áreas áridas y semiáridas costeras españolas, las sequías son un fenómeno natural recurrente, que requiere gestión. Estas sequías son bien conocidas y documentadas desde hace siglos y han sido la causa de notables conflictos sociales y emigraciones y en épocas recientes de serios episodios de salinización de captaciones de agua subterránea costera. Las medidas correctoras adecuadas y paliativas tienden a olvidarse cuando cesa la sequía, a menos que la sociedad civil insista en que se lleven a cabo y estén dotadas de recursos económicos en la planificación hidrológica.

La construcción de embalses de superficie y las interconexiones ayudan a la mitigación de las sequías, así como la disponibilidad de agua desalinizada en las áreas costeras. Pero la mayor, más eficaz y más económica mitigación es la que se deriva del uso de la gran reserva de agua subterránea en los acuíferos, incluidos los acuíferos costeros de tamaño suficiente. De hecho, esta reserva es lo que hace que los abastecimientos urbanos que disponen de acuíferos sean menos sensibles a la sequía y que la agricultura con aguas subterráneas pueda continuar su actividad durante la sequía. El uso de esta reserva debe ser sustentable y basarse en reglas claras, apoyadas en un buen conocimiento y observación y en lo posible en modelos adecuados de simulación.

Las políticas institucionales y de mercado del agua son buenos instrumentos para suavizar los costes económicos y sociales de las sequías, cada uno con capacidad para conseguir similares beneficios sociales, mientras que las políticas consistentes en incrementar el precio del agua son las peores en cuanto a beneficios, tanto privados como sociales para el área que se considera (Kahil et al., 2014). Los estudios realizados hacen referencia a la cantidad de agua y no a su salinidad. Esta es más difícil de considerar, tiene una evolución más lenta y varía territorialmente.

El efecto del cambio climático en la intrusión marina en los acuíferos costeros puede ser debido a cambios de la recarga y a cambios en el nivel del mar (Chang et al., 2011).

Los cambios en la recarga son debidos tanto a las posibles variaciones de la precipitación y de la distribución temporal de la misma. La evapotranspiración es función de la temperatura, de la humedad del suelo y de la vegetación. Esos cambios se traducen en una variación de la descarga de agua dulce al mar y por tanto de la posición de la interfaz y del desarrollo de la zona de mezcla. Hay pocos estudios que traten con detalle estos efectos. En general se recurre a analizar cómo pueden afectar diferentes escenarios de descarga de agua subterránea al mar.

Más atención han recibido los efectos debidos a los cambios del nivel del mar. Se consideran en el Apartado 2.5.2 de la Sección 2.5 y en la Sección 4.6 del Capítulo 4.

Mientras que las fluctuaciones climáticas se refieren a la escala temporal de décadas, la variabilidad climática hace referencia a una escala temporal mucho mayor, de siglos a milenios. El clima ha ido cambiando notablemente a lo largo de la historia geológica. Dado que la vida humana es inferior al siglo y que la información histórica instrumental o documentada es solo algo más larga, únicamente los cambios climáticos más recientes tienen efectos sociales bien conocidos, como los de la *pequeña edad del hielo*, que se produjo entre los siglos XVI e inicios del XIX, aunque los efectos físicos y sociales en la costa mediterránea y en las islas españolas han sido presumiblemente moderados.

El posible cambio climático, con supuesta tendencia al calentamiento, pronostica menor disponibilidad de agua y mayor irregularidad en las áreas costeras peninsulares e insulares, aunque persisten muchas incertidumbres en cuanto a la recarga a los acuíferos y a su efecto sobre los acuíferos costeros. Cabe esperar una mayor demanda de agua subterránea, en especial para fines agrícolas. Esto puede tener implicaciones sociales de relevancia. Dado que el control de las causas del posible cambio climático depende de acciones de alto nivel y carácter planetario, a nivel de acuífero costero las acciones a considerar son las de mitigación. Esto supone un mejor conocimiento y una mayor integración de los recursos de agua, con mejor gobernanza. Esta mejor gobernanza incluye al medio ambiente, a la adaptación de las actividades económicas en relación con el agua y en especial con los acuíferos costeros, a la apropiada producción y seguridad de alimentos y fibras dentro de las posibilidades del comercio de agua virtual y de la erosión del suelo, entre otros considerando.

El cambio global considera los efectos de las actividades humanas directas en el clima y en la producción de recursos naturales, como los cambios territoriales por urbanización, agricultura, estado de forestación y contaminación, por una población cada vez más numerosa, más longeva y con mayor nivel de vida. Con ello, el consumo de alimentos, energía y bienes es cada vez mayor, con escaso grado de reciclado en el momento actual. El cambio global supone una mayor presión sobre los recursos de agua y por tanto también sobre los acuíferos costeros, en competencia con el agua que necesitan los ecosistemas para su funcionamiento y los servicios que proporcionan al ser humano. Esta presión puede ser importante localmente en cuanto a cantidad, aunque a nivel general no hay escasez. Los mayores problemas previsibles son los que hacen referencia a la calidad, con especial impacto en las áreas costeras, por ser la parte final del ciclo hidrológico y por la influencia marina. Eso supone reconsiderar el uso del agua para que sea eficiente en términos globales, así como las actividades económicas y el uso apropiado del almacenamiento subterráneo dentro de una gestión integrada de los recursos de agua que internalice la variabilidad climática. Las implicaciones sociales son fácilmente deducibles.

El agua subterránea es una de las grandes e importantes herramientas para la mitigación de los efectos del cambio climático y global a través de la inercia que proporcionan sus grandes reservas, a condición de una

gestión apropiada, un uso sustentable y adecuadas formas de gobernanza, que incluyen una legislación efectiva que lo tenga en cuenta. También las transacciones y mercados del agua pueden colaborar a la mitigación, pero se requiere que se garantice el suficiente buen funcionamiento de los ecosistemas.

En la planificación hidrológica española aún no se da el debido peso a los valores y servicios ecológicos y a sus implicaciones sociales en cuanto a la propuesta de soluciones a la disponibilidad de agua. Se da preferencia a los transvases de agua y desalinización sobre una adecuada gestión de las aguas subterráneas, con soluciones de tendencia estructuralista, que con frecuencia tienen o esconden subsidios a cargo de los presupuestos generales, que suelen tener efectos perversos o asumidos indirectamente por terceros. Se ha creado un cierto sentimiento popular e institucional al *derecho a la subvención*, con actividades dirigidas a conseguirlas. Para tratar de reconducir esta situación y además evitar que el agua se use como arma política, se ha propuesto un *pacto del agua* estatal, que se argumenta en Aldaya et al. (2012), Cabezas et al. (2008) y Garrido y Custodio (2012). A este nivel, lo que sucede en los acuíferos costeros no va más allá de un detalle, salvo situaciones excepcionales, y por eso debe supeditarse a los principios generales que se acuerden, aunque con especial cuidado de no incorporar condiciones que puedan ser contrarias a la buena gobernanza de los acuíferos costeros.

8.9 Sociedad civil y transparencia

La mayor parte de las decisiones y actuaciones de gestión del agua y del agua subterránea se llevan a cabo por la administración pública. Es su responsabilidad específica. Pero se suele hacer con poca o nula participación de los usuarios del agua. En España, existe una resistencia e inercia institucional que dificulta la participación de los usuarios (Espluga et al., 2011). En el caso de las aguas subterráneas, los usuarios suelen ser individuos o pequeñas agrupaciones sin voz, pero con posibilidad de actuaciones importantes si se adicionan sus fuerzas, aunque cuando lo hacen es con frecuencia de forma poco regulada al faltar experiencia y soporte institucional. Esta escasa involucración, en la mayoría de casos es la causa del frecuentemente escaso y sesgado control de los recursos de agua subterránea, de sus externalidades negativas no compensadas y de la pérdida de importantes oportunidades de utilización eficiente integrada en áreas áridas y semiáridas y en

los acuíferos costeros. La sociedad civil suele jugar un papel marginal, por inhibición y también por ignorancia. La sociedad civil ha sufrido un proceso de pérdida de importancia, en parte propiciado por las instituciones políticas.

En situaciones extremas, pueden surgir acciones importantes de las instituciones de la sociedad civil e incluso movilizaciones masivas, con amplio apoyo mediático. Las presiones originadas en la Cuenca del Segura influyeron notablemente en la Ley de Aguas de 1985, aunque se hizo a través de los propios funcionarios públicos. En Canarias, la presión de la sociedad civil forzó la retirada del primer proyecto de Ley de Aguas de Canarias de 1987 y que se cambiase por el que se aprobó en 1990. Sin embargo, las reacciones de interés suelen llegar tarde, cuando las decisiones ya se ha tomado y con costes elevados cuando hay que retro-

traerlas. Además, los acuíferos costeros españoles son en general pequeños y con afecciones limitadas, lo que no favorece el inicio de acciones de trascendencia. La excepción es el Baix Llobregat en lo que respecta a su delta. Fue el inicio de las Comunidades de Aguas Subterráneas (CUAS). La gran importancia agro-económica del acuífero de Dalías-Campo de Gádor, bien reconocida, aún no ha forzado acciones claras de buena gobernanza. El Campo de Cartagena está en relación con los actualmente notables problemas ecológicos en el Mar Menor y sobre sus propios recursos, pero las tensiones surgidas en ciertos momentos no han llevado a actuaciones estables. Tampoco se han tomado medidas en Baleares, a pesar de los serios problemas estivales, ni en Canarias, donde en unos casos se tolera la situación y en otros se aplican restricciones de carácter general en la franja costera que pueden estar frenando un mejor y mayor aprovechamiento de los recursos de aguas subterráneas.

Las acciones de la sociedad civil en acuíferos costeros, en cuestiones medioambientales, son por ahora escasas. En general se limitan a forzar la protección de humedales desde un punto de vista ecológico, pero sin un apropiado contexto hidrogeológico. En varios casos ha continuado la ocupación urbano-turística de las franjas costeras, con posible carácter abusivo y perjuicios hidrogeológicos y ecológicos. Tal sería en caso del tramo costero entre Benicarló y Peníscola.

En general, hay una baja y poco influyente presencia de los usuarios de aguas subterráneas en los Organismos de Cuenca. Canarias es una excepción ya que los usuarios de aguas subterráneas son una parte importante de los Consejos Insulares de Agua, pero su papel es en general poco activo en cuanto a los acuíferos y prima la obtención de subvenciones y autorizaciones por parte de la administración, en beneficio de su propio patrimonio hídrico. Esto último es una postura generalizada en toda España, acentuada por la continuidad de los subsidios, que acaba por convertir al agricultor en un a modo de funcionario encubierto.

La participación de la sociedad en la gestión del agua es un elemento importante y necesario de la buena

gobernanza y en particular lo es para el agua subterránea a través de sus representantes reales, en los que el colectivo deposita la confianza. La participación colectiva y cooperativa es un elemento necesario para el adecuado tratamiento de las externalidades del uso intensivo del agua subterránea (Esteban y Dinar, 2012) y es requerido para el cumplimiento de los objetivos y disposiciones derivadas de la Directiva Marco del Agua europea (Hernández-Mora, 2008; Hernández-Mora y Ballester, 2010). La información derivada de esa participación y de las instituciones que la soportan es una de las fuentes de conocimiento para establecer modelaciones económico-sociales. En el caso de los acuíferos costeros son muy escasas.

Para que la participación social sea efectiva y con implicación en la gestión del agua subterránea se requiere transparencia en la gestión, como paso necesario para la buena gobernanza (Mitchell, 2011; Hernández-Mora y De Stephano, 2011).

La transparencia, no sólo se refiere a tener la información accesible a la sociedad civil, sino a que esa información sea suficiente, actualizada con la frecuencia requerida, no sesgada, completa, bien estructurada y con un nivel de elaboración y agregación apropiado. Esto supone disponer de redes permanentes de información y observación de las variables que permitan evaluar la situación y efectuar estudios paralelos. Los datos accesibles deben ser tanto los crudos como los elaborados. La realidad es que tras una época de numerosos estudios, observaciones y controles en un buen número de acuíferos costeros entre 1970 y 1995, por parte del hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas y del Instituto Geológico y Minero de España, con la participación de otras instituciones públicas, diputaciones provinciales y universidades, en muchos casos se ha pasado a un control pobre y a veces inexistente, con escasa elaboración de nuevos datos y con planificaciones poco sustentadas. Sólo la actuación universitaria y la de algunos institutos de investigación han mantenido un cierto progreso, durante un tiempo limitado a la duración de los proyectos; actualmente está en recesión por la falta de recursos y por situar las prioridades en otros ámbitos.

8.10 Consideraciones éticas y morales

La ética considera el comportamiento humano en relación con las normas de buena convivencia y respeto mutuo que tiene establecida la sociedad, las que pueden variar según las diferentes comunidades y a

lo largo del tiempo, aunque hay unas pautas comunes estables sobre lo que se considera bueno y honesto. La moral va más allá, al reconocer que el hombre es trascendente y debe respetar las leyes divinas, las

cuales sirven de anclaje y son independientes de lo que es costumbre en la sociedad, en un momento dado.

Existe una ética del agua referida a su aprovechamiento, utilización y conservación y a las relaciones con el ambiente. El medio ambiente no es un sujeto con derechos propios –estos corresponden sólo al ser humano– sino como un patrimonio de todos, al que todos los humanos tienen derecho en cuanto a que es su ámbito vital y provee bienes y servicios necesarios a la vida y al bienestar. Por lo tanto, debe conservarse y no consumirse. Las alteraciones inevitables y los que como consecuencia sufren daño, deben compensarse. El medio ambiente no es algo estático y permanente, sino que evoluciona a lo largo del tiempo por causas naturales, aunque esa evolución natural es normalmente lenta y con frecuencia poco perceptible a lo largo de una generación humana. Oponerse a ese cambio es difícil y costoso y puede requerir esfuerzos en detrimento de otras actuaciones también necesarias, de modo que también aquí se tiene una componente ética.

La ética del agua está íntimamente ligada a aspectos económicos y sociales y a la tradición de las diferentes culturas. La ética va más allá de una buena gestión y una saludable actuación económica y logros sociales. La ética del agua es un conjunto de conceptos y principios que orientan e informan el comportamiento del hombre y aportan una alternativa a la visión económica neoclásica y neoliberal. Así, proporciona un marco para la toma de decisiones cuando surgen situaciones conflictivas, unas en cuanto a aspectos utilitarios del agua, que tienen un carácter racional y analítico, y otras no utilitarias, que con frecuencia guardan relación con una espiritualidad y santidad atribuida al agua, y también con algo misterioso y desconocido, de carácter no racional pero humano (Delli Priscoli y Llamas, 2011). A los aspectos éticos del agua se ha dedicado un esfuerzo especial de conocimiento y difusión a nivel mundial por parte de la UNESCO (Selborne, 2000; UNESCO, 2004), la revista *Water Policy*, la Fundación Marcelino Botín (Llamas y Delli Priscoli, 2000; Custodio, 2000; Llamas et al., 2009; López–Gunn et al., 2012) y otras instituciones (Llamas 2001; Custodio, 2010b). Nuevas iniciativas están en marcha, como el *Water Ethics Charter* de UNESCO.

La ética del agua hace referencia a varios aspectos: ambientales, económicos, sociales y culturales, aunque no todos están al mismo nivel. Hay prioridades, como que los derechos básicos van por delante de la

eficiencia. En la ejecución de proyectos y en la planificación, como base ética de la actuación, se requiere buscar consentimientos previos, libres y bien informados, de los posibles afectados, en un contexto amplio. Estos principios y derechos, no sólo hacen referencia al momento actual sino a las futuras generaciones, lo que es especialmente importante en lo que se refiere al uso de las aguas subterráneas y en particular de los acuíferos costeros.

El agua debe ser tratada como un bien común, de modo que su uso y acceso a la misma sea equitativo. La ética del agua implica poner los medios para resolver y eliminar su uso clandestino y luchar contra la corrupción que priva a otros de recursos económicos y humanos (De Stefano y López–Gunn, 2012) y condicionar la propiedad privada del agua a que se preserve y respete su valor social.

El agua es un bien social, en el ámbito de las necesidades básicas domésticas y de producción de alimentos para la subsistencia del ser humano o en emergencias. Por ello debe proveerse por las autoridades, aunque el individuo, además tener derecho a esa agua, tiene la obligación de contribuir en la medida de sus posibilidades personales y económicas a que el agua esté disponible y a su conservación. El derecho al agua no es un derecho primario (se dispone y no debe privarse) sino secundario (hay que hacerlo disponible). Por esta razón requiere una acción positiva, además de que el derecho ha de ser compatible con otros derechos, como un aceptable medio ambiente y el acceso a los servicios que proporciona (Custodio, 2017).

La importancia ética del agua subterránea reside en el carácter vital del agua para el hombre y para el medio ambiente. Tiene la particularidad de que pequeños cambios en el almacenamiento pueden tener serios impactos en las manifestaciones del agua subterránea en el exterior, las que son esenciales a los seres humanos y al medio ambiente y sus servicios ecológicos. Además de una reserva, el agua subterránea dulce es un recurso renovable con una tasa variable según las circunstancias, que depende de las relaciones con las otras componentes de ciclo hidrológico, de las condiciones climáticas actuales o de las que pudieren existir para las futuras generaciones. En unos casos se acerca más a un recurso y en otros a una reserva. El tiempo de duración de la reserva bajo las condiciones presentes y futuras de explotación, es también determinante para decidir sobre el interés económico y social dentro de los considerandos éticos y morales. De aquí que

no se puedan aplicar consideraciones simplistas que consideren al agua subterránea como un recurso mineral más. En los acuíferos costeros aparece además la componente de la salinidad. El reemplazamiento del agua dulce existente por agua salada y la extensión de la zona de mezcla suponen una pérdida de reserva de agua dulce y de la capacidad de regular fluctuaciones y atender a emergencias, además de las posibles afectaciones ambientales. Un agua salinizada es inútil para la mayoría de destinos humanos y ambientales a menos que se apliquen costosos tratamientos, los que, además de consumir energía, generan residuos.

El consumismo y la búsqueda de mayores beneficios conducen a desequilibrios ambientales serios, que incluyen un exceso de consumo de materias primas no renovables (PAS, 2014), entre las que se puede incluir el agua subterránea de los acuíferos costeros que se salinizan. Esto va acompañado de crisis energéticas, especulación y perturbaciones de la salud. Así, cada vez se necesitan más numerosas y sofisticadas técnicas para domesticar al mundo y hacerlo más habitable, lo que puede ir en contra de la sustentabilidad. Las ideas y valores (a modo de software o soporte informático) de la humanidad han evolucionado mucho más despacio que las herramientas (hardware o soporte físico) disponible, tras siglos en que ha dominado una orientación hacia la optimización (maximización o minimización) del crecimiento y la productividad bajo puntos de vista predominantemente economicistas. El ser humano se ha convertido en un gigante en tecnología pero se ha vuelto un niño en ética. Las solas fuerzas de mercado, que están desprovistas de ética y acción colectiva, no pueden resolver las crisis de pobreza, exclusión y ambientales. La verdadera responsabilidad fiduciaria trasciende el cálculo estricto del beneficio sobre las inversiones, de modo que la calidad del curso de la vida humana resulta una combinación de conocimiento, fe, voluntad y estima.

Los acuíferos costeros de lenta renovación que se salinizan, degradan o son alterados por perforaciones inadecuadas, no van a estar disponibles para su uso futuro. Por lo tanto, existen aspectos éticos que están en relación con el uso de un bien natural que no va a volver a estar disponible, al menos durante algunas generaciones humanas. Cabe considerar que lo que se ahorre actualmente para ser usado en el futuro puede producir beneficios a las generaciones venideras. Sin embargo, su evaluación es objeto de notables discrepancias en función de lo que se considere como valor de la tasa de descuento a aplicar. Mientras una baja tasa de descuento da valor a los beneficios futuros en el momento actual, una alta tasa de descuento hace que el futuro actualizado tenga poco valor en el presente. El valor de la tasa de descuento es una decisión social sobre la que no hay acuerdo, ni posiblemente la habrá, y por tanto tiene matices éticos.

El colapso o rápida degradación de las actividades sustentadas por un acuífero costero es no sólo una pérdida patrimonial y económica sino también social, lo que traslada responsabilidades éticas a los gobernantes, políticos, usuarios y sociedad civil. En este sentido cabe encuadrar lo que se ha hecho para mantener operativo el acuífero del Baix Llobregat y su integración en el sistema de recursos hídricos y los serios problemas pasados del delta del Besòs y de las zonas costeras del entorno de Tarragona y el Baix Camp de Tarragona. Actualmente las actuaciones depredadoras y un tanto inconscientes en el Campo de Cartagena están en la misma línea, con un largo camino para la recuperación, si es que es posible hacerlo en una generación. La actual gran riqueza asociada al Campo de Dalías está en cuestión (Petit et al., 2017), con un notable riesgo de quiebra si no se actúa decididamente, a tiempo y conjuntamente, dentro de una visión ética del problema.

8.11 Agradecimientos

Se agradecen los comentarios, observaciones y correcciones aportadas por las personas que se relacionan a continuación, que han ayudado a mejorar el texto y su contenido o que han colaborado en los reconocimientos territoriales y/o en las entrevistas. No necesariamente tienen que subscribir todo lo expresado, que puede seguir conteniendo algunas interpretaciones no del todo ajustadas y errores, que se esperan que sea pocos y que en todo caso son responsabilidad únicamente del redactor.

José Fernández Bethencourt. Exgerente Consejo Insular Aguas de Tenerife
 María del Carmen Cabrera Santana. Prof. Universidad de Las Palmas GC
 Luis Olavo Puga de Miguel. Prof. Univ. La Laguna.
 Exfunc. Gob. Canarias

8.12 Referencias

Las referencias en primer lugar corresponden a los conocimientos e informaciones contenidos en las entrevistas realizadas (Capítulo 9, entre corchetes rectos [xxx]) y en los Cuestionarios y Contribuciones (Capítulo 10, entre corchetes curvos {xxx}). La citación se hace mediante siglas.

[ABP] Alfredo Barón Peris. Ex–Dirección General Recursos Hídricos. Palma M

[AC] Andrés Cuadrado. Junta Central Usuarios Aguas Subt. de Sierra Gádor

[BBN] Bruno J. Ballesteros Navarro. IGME. Unidad Territorial de Valencia

[CG] Concepción González. Ex–Dirección General Recursos Hídricos. Palma M

[EMD] Enrique Moreno Deus. Ingeniero Consejo Insular Aguas GC

[FRV] Felipe Roque Villareal. Director gerente ELMASA. Playa del Inglés. GC

[HT] Hernán Tejera. Secretario General de ASAGA. Santa Cruz de TF

[IME] Ignacio Morell Evangelista. Prof. Hidrogeología. U. Jaume I. Castelló

[JG] Juan Grima. IGME. Unidad Territorial de Valencia

[JMG] Joana M^a Garau. Directora General Recursos Hídricos. Govern Balear

[JGM] Joaquín Gómez Morte. Empresario de perforaciones. Las Palmas GC

[JLGM] José Luis Guerra Marrero. Exgerente Consejo Insular Agua GC

[JMP] Josep Mas Pla. Prof. U. de Girona/Institut Català de Recerca de l'Aigua

[LFM] Luis Fernández Martín. U. Las Palmas GC. Func. CIAGC

[LLAA] Luis López de Ayala y Aznar. Pozos Costa Tejina, Tenerife

[LSGV] Llorenç Sebastià Galmés Verger, Batlle de Santanyí

[MCC] Margalida Comas Colom. Jefe Serv. Estudios y Planif. DGRH. Palma M

[MLR] Miquel Lliteras Reche, Gest Ambiental, asesor Ajuntament de Santanyí

[MPM] María de C. Pons Montserrat, Regidora del Ajuntament de Santanyí

[MS] Mariano Soto. Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena

Abarca, E.; Vázquez–Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gamez, B., Batlle, F. (2006). Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resources Res.*, 42: W09415. TEC

Aldaya, M.M., Cabrera, E., Custodio, E., De Stephano, L., Garrido, A., López–Gunn, E., Llamas, M.R., Villarroja, F., Willaarts, B.A. (2012). El agua en España: bases para un pacto de futuro. Observatorio del Agua, Fundación Botín. Madrid. <http://www.fundacionbotin.org/agua.htm>

Arrojo P. (2013). Lo público y lo privado en la gestión del agua. VIII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Lisboa: 16–32.
<http://revistas.lis.ulusiada.pt/index.php/8cigpa/issue/current> (acc. 09–01–14).

Booker, J. Howitt, R., Michelsen, A., Young, R. (2012). Economics and the modeling of water resources and policies. *Natural Resource Modeling*, 25(1): 168–218.

Bromley, D.W. (1989). *Economy, interests and institutions: The conceptual foundations of public policy*. Blackwell, Oxford:

Cabezas, F., Cabrera, E., Morell, I. (2008). El agua: una cuestión de Estado. Perspectiva desde la Comunidad Valenciana. Asociación Valenciana de Empresarios. Valencia.

Calatrava, J., Garrido, A. (2005). Spot water markets and risk in water supply. *Agricultural Economics*, 33: 131–143

Calatrava, J., Garrido, A. (2006). Difficulties in adopting formal water trading rules within user's associations. *Journal of Economic Issues*, XL(1): 27–44.

Chang, S.W., Clement, T.P., Simpson, M.J., Lee, K.K. (2011). Does sea-level rise have an impact on seawater intrusion? *Advances in Water Resources*, 34(10): 1283–1291.

Codina–Roig, J. (2003). Las comunidades de usuarios de aguas y el marco normativo actual. Jornadas sobre las Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas en el Marco Normativo Actual. Prat de Llobregat. Asociación Española de Comunidades de Aguas Subterráneas.

Cruse, L., Dollery, B., Lockwood, M. (2002). Transaction costs emanating from policy flexibility in water markets. In: Brennan, D. (ed.), *Water Policy Reform: Lessons from Asia and Australia*. ACIAR Proceedings 106. Canberra: 31–47.

Custodio E (1989). Strict aquifer control rules versus unrestricted groundwater exploitation: comments on economic consequences. In: *Groundwater Economics. Developments in Water Science*, Elsevier, 39: 381–395.

Custodio, E. (2000). Some relevant ethical issues in relation to freshwater resources and groundwater. *Boletín Geológico y Minero*, 111(6): 121–130.

Custodio, E. 2005a. Myths about seawater intrusion in coastal aquifers. *Groundwater and Saline Intrusion*, 18th SWIM 2004, Cartagena: 599–608.

Custodio, E. 2005b. Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. In: E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff, *Groundwater and Human Development*. AIH, Selected Papers 6. Balkema: 15–38.

Custodio, E. (2010a). Intensive groundwater development: A water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. In: L. Martínez–Cortina, A. Garrido, E. López–Gunn (eds.) *Rethinking Water and Food Security*. Botín Foundation/CRC Press: 259–298. <http://www.rac.es/ficheros/doc/00734.pdf>

Custodio, E. (2010b). Aspectos éticos de la dominada crisis del agua. En: M.R. Llamas (ed.), *Implicaciones Éticas en Algunos Debates Científicos*. Instituto de España, Madrid: 91–119.

Custodio, E. (2012). Intensive groundwater development. A water cycle transformation a social revolution, a management challenge. In: L. Martínez–Cortina, A. Garrido and E. López–Gunn, *Rethinking Water and Food Security*. BF–CRC Press: 259–298.

Custodio, E. (2013). Trends in groundwater pollution: loss of groundwater quality & related services. *Groundwater Governance: A global Framework for Country Action*. GEF 10 3726: 1–76. http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Themat

Custodio, E. (2017). El lugar de la educación y la ciencia para la salvaguarda del derecho al agua: consideraciones con énfasis en las aguas subterráneas. En: *El derecho Humano al Agua: Aportes y Perspectivas Interdisciplinarias sobre la Centralidad de las Políticas Públicas en la Gestión de los Servicios de Agua y Saneamiento*. Cátedra del Diálogo y la Cultura del Encuentro. Pontificia Academia de las Ciencias Sociales. Ciudad del Vaticano.

Delli Priscoli, J., Llamas, M. R., edit. (2011). Special issue on water ethics. *Water Policy* 14(1–2).

De Stephano, L. López–Gunn, E. (2012). Unauthorized groundwater use: institutional and ethical considerations. *Water Policy*, 14: 147–160.

Dinar, A., Rosegrant, M. Meinzen–Dick, R. (1997). Water allocation mechanisms: principles and examples. Policy Research Working Paper WPS 1779. The World Bank. Washinston DC. <http://documents.worldbank.org/curated/en/1977/06/694756/water-allocation-mechanisms-principles-examples>

- Easter, W.K., Rosegrant, M.W., Dinar, A. (eds.). (1998). *Markets for water: potential and performance*. Kluwer Academic Publisher: 1–313.
- Espluga, J., Ballester, A., Hernández–Mora, N. Subirats, J. (2011). Participación pública e inercia institucional en la gestión del agua en España. *Reis*, 134: 3–26.
- Esteban, E., Albiac, J. (2011). Groundwater and ecosystems damages: questioning the Gisser–Sánchez effect. *Ecological Economics*, 70(1): 2062–2069.
- Esteban, E., Dinar A. (2012), Cooperative management of groundwater resources in the presence of environmental externalities, *Environmental and Resource Economics*, 54(3): 443–469.
- Esteban, E., Albiac, J. (2012). The problem of sustainable groundwater management: the case of La Mancha aquifers, Spain. *Hydrogeology Journal* 20(5): 851–863.
- FAO (2016a). *Global framework for action to achieve the vision on groundwater governance*. UN Food and Agriculture Organization. Roma: 1–115. ISBN 798-92-5-109258-3.
- FAO (2016b). *Global diagnostic on groundwater governance*. UN Food and Agriculture Organization. Roma: 1–194. ISBN 798-92-5-109259-0.
- Fekete, B., Bogárdi, J.J. (2015). Role of engineering in sustainable water management. *Earth Perspectives*, 2: 2–9. DOI 10.1186/s40322-014-0027-7.
- Foster, S., Loucks, D.P. (eds.) (2011). *Non–renewable groundwater resources: a guide book on socially–sustainable management for water–policy makers*. IHP–VI Series in Groundwater 10, UNESCO/IAH/GW–State Word Bank: 1–103.
- Garrido, A., Custodio, E. (2012). Claves y oportunidades para un pacto del agua en España. *La Gestión Estratégica del Agua*. Seguridad Global, 03, Primavera 2012. Choiseul España. Madrid: 21–33.
- Gisser M. (1983). Groundwater: focusing on the real issue. *J. Polit. Econ.*, 91: 1001–1027.
- Gisser, M., Sánchez, D.A. (1980). Competition versus optimal control in groundwater pumping. *Water Resour. Res.*, 16: 638–642.
- Gleick, P.H., Christian–Smith, J., Cooley, H. (2011) Water–use efficiency and productivity: rethinking the basin approach. *Water International* 36(7): 784–798.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162: 1243–1248.
- Harou, J.J., Lund, J.R. (2008). Ending groundwater overdraft in hydrologic–economic systems. *Hydrogeology Journal*, 16(6): 1039–1055.
- Heldt, S., Budryte, P., Ingensiep, H.W., Burkhard Teichgräber, B., Schneider, U., Denecke, M. (2016). Social pitfalls for river restoration: How public participation uncovers problems with public acceptance. *Environ. Earth Sci.*, 75:1053–.
- Hernández–Mora, N. (2002). *Groundwater management in Spain. Local institutions for collective management of common pool resources: An analysis of three cases from La Mancha*. Master Thesis, Gaylord Nelson Institute for Environmental Studies, University of Winsconsin–Madison.

- Hernández–Mora, N. (2008). Participación pública en la gestión de las aguas subterráneas ante las Directivas Europeas: retos y perspectivas. *Asociación Internacional de Hidrogeólogos–Grupo Español*: 177–197.
- Hernández–Mora, N., Llamas, M.R. (eds.) (2001). *La economía del agua subterránea y su gestión colectiva*. Fundación Marcelino Botín/Ediciones Mundi–Prensa. Madrid: 1–549.
- Hernández–Mora, N., Ballester, A. (2010). Public participation and the role of social networks in the implementation of the Water Framework Directive in Spain. *Ambientalia, Special Issue: Ten Years of the Water Framework Directive: An Overview from Multiple Disciplines*. <http://www.ambientalia.org>
- Hernández–Mora, N., De Stefano, L. (cords.) (2011). *Transparencia en la gestión del agua en España*. SHAN Series 4, Botín Foundation. http://www.fundacionbotin.org/case-studies_publications_water-observatory_trend-observatory.htm
- Hernández–Mora, N., De Stefano, L. (2013). Los mercados informales de aguas en España: una primera aproximación. En: A. Embid Irujo (ed.), *Usos del Agua, Concesiones, Autorizaciones y Mercados del Agua*. Thomson–Reuters Cizur Menor: 375–407.
- Hogson, G. (2006). What are institutions? *J. Economic Issues*, 40(1): 1–25.
- Holling, C.S., Meffe, G.K. (1996). Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 10(2): 328–337.
- Jarvis, W.T. (2014). *Contesting hidden waters: conflict resolution for groundwater and aquifers*. Earthscan Water Text. Routledge, UK: 1–192.
- Kahil, M.T., Dinar, A., Albiac, J. (2014). Comparing water management policies under scarcity and droughts: Empirical evidence from the Júcar Basin, Spain. Working Document 14–03. Unidad de Economía Agraria. CITA. Zaragoza: 1–24.
- Koundouri, P. (2004). Potential for groundwater management: Gisser–Sánchez effect reconsidered. *Water Resources Research*, 40(6), DOI 10.1029.2003WR002164.
- Lago Núñez, G. (2015). *La organización del ciclo integral del agua en zonas semiáridas: el agua como bien común*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería: 1–343.
- Little, K.E., Hayashi, M., Liang, L. (2016). Community–based groundwater monitoring network using a citizen–science approach. *Groundwater*, 54(3): 317–324.
- Llamas, M.R. (2001). Cuestiones éticas en relación con la gestión del agua en España. *Real Academia de Doctores (discurso de ingreso)*. Madrid: 1–85.
- Llamas, M.R., Delli Priscoli, J. (2000). Water and ethics. *Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas A5*. Fundación Marcelino Botín. Santander: 56–99.
- Llamas, M.R., Mukherji, A., Shah, T. (eds.) (2006). Social and economic aspects of groundwater governance. *Hydrogeology Journal*, 14(3): 269–432.
- Llamas, M.R., Martínez–Santos, P., De la Hera, A. (2007). The manifold dimensions of groundwater sustainability. En: S. Ragone, A. de la Hera, G. Bergkamp, N. Hernández–Mora and J. McKay (ed.). *The Global Importance of Groundwater in the 21th Century*. Proc. Intern. Symposium on Groundwater Sustainability. Alicante. UICN: 105–116.

- Llamas, M.R., Martínez–Cortina, L., Mukherji, A. (eds.) (2009). Water ethics. Third Marcelino Botín Foundation Water Workshop, Santander. CRC Press: 1–368.
- López–Gunn, E. (2009). Making groundwater institutionally visible. In: A. Garrido and M.R. Llamas, Water Policy in Spain. Botín Foundation. CRC Press: 165–174.
- Lopez–Gunn, E. Martinez Cortina L. (2006). Is self–regulation a myth? Case study on Spanish groundwater user associations and the role of higher–level authorities. *Hydrogeology Journal*, 14(3): 361–379.
- López–Gunn, E., De Stefano, L., Llamas, M.R. (2012). The role of ethics in water and food security: Balancing utilitarian and intangible values. *Water Observatory*, Botín Foundation. Madrid www.fundacionbotin.org/agua.htm
- López–Gunn, E., Rica, M. (2013). Participación activa de los usuarios: la co–gestión como forma de gobernanza del agua subterránea. En: E. López–Gunn y M. Rica, *Gestión Colectiva del Agua Subterránea en España*. Fundación Marcelino Botín. Madrid: 15–36.
- MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY–Cetaqua, Barcelona: 1–730. <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9cada-2010>
- McKean, M.A. (2000). Common property: What it is, what is good, and what makes it work. In: C.C. Gibson, M.A. McKean, Ostrom. E. (eds.), *People and Forests: Communities, Institutions and Governance*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts: 27–55.
- Mitchell, R.B. (2011). Transparency for governance: The mechanisms and effectiveness of disclosure–based and education–based transparency policies. *Ecological Economics*, 70(11): 1882–1890.
- Moreaux, M., Reynaud, A. (2004). Optimal joint management of a coastal aquifer and a substitute resource. *Water Resour. Res.*, 40 W06S18, doi:10.1029/2003WR002166.
- Myers, N., Kart, J. (1998). Perverse subsidies: their nature, scale and impacts. International Institute of Sustainable Development, Winnipeg, Canada: 1–210.
- Niñerola, J.M.; Queralt, E.; Custodio, E. 2009. Llobregat delta aquifer. Groundwater Monitoring. In: Ph. Quevauviller, A–M. Fouillacand J. Grath, R. Ward (eds.). Wiley: 289–301.
- Olson, M. (1965). *The logic of collective action: public goods and the theory of groups*. Harvard University Press.
- Ortega Díaz, J.M., I García Velasco, I., Sanz Ataz, J., Aureliano García Ruz, A., Miguel Centeno, C. (2013). Retornos de experiencias en ETAP con ósmosis inversa: El Prat de Llobregat (2009–2012). *Tecnoagua*, julio–agosto 2013: 32–40.
- Park, C.H., Aral, M.M. (2004). Multi–objective optimization of pumping rates and well placement in coastal aquifers. *J. Hydrol.*, 290: 80–99.
- PAS (2014). Workshop on sustainable humanity, sustainable nature: our responsibility. Pontifical Academy of Sciences and Pontifical Academy of Social Sciences, 2–6 May 2014. The Vatican.
- Pérez Pérez, F.J. (1988). La constitución de comunidades de usuarios de aguas subterráneas. Jornadas sobre la Aplicación de la Nueva Ley de Aguas en la Aplicación de las Aguas Subterráneas. Congreso sobre la Implementación de la Nueva Ley de Aguas. Zaragoza.

- Petit, O., Kuper, M., López-Gunn, E., Rimaudo, J.-D., Daudi, A., Lejars, C. (2017). Can agricultural groundwater economics collapse? An inquiry into the pathways of four groundwater economies under threat. *Hydrogel. J.* (on line, April 2017).
- Pool, M.; Carrera, J. (2010). Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion. *Hydrogeol. J.*, 18: 95–105.
- Provencher, B. Burt, O. (1993). The externalities associated with the common property exploitation of groundwater. *J. Environ. Econ. Manage.*, 24: 139–158.
- Provencher, B., Burt, O. (1994). A private property rights regime for the commons: The case for groundwater. *Am. J. Agric. Econ.*, 76: 875–888.
- PwC (2016). La gestión del agua en España, análisis de la situación actual y retos futuros. PricewaterhouseCoopers, Barcelona, para Acciona–Agua: 1–60.
http://www.acciona.com/legacyMedia/1226705/informe_gestion_agua.pdf
- Reinelt, P. (2005). Seawater intrusion policy analysis with a numerical spatially heterogeneous dynamic optimization model. *Water Resour. Res.*, 41, W05006.
- Rica Izquierdo, M. (2016). Análisis de las acciones colectivas en la gobernanza del agua subterránea en España. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid: 1–171. <http://eprints.ucm.es/38258/1/T37444.pdf>.
- Rica, M., López-Gunn, E., Llamas, M.R. (2012). An analytical framework on the emergence and evolution of collective action: an empirical case of Spanish groundwater user collective associations. *Irrigation & Drainage J.*, 61: 115–125.
- Savenije, H.H.G. (2002). Why water is not an ordinary economic good, or why the girl is special. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27: 741–744.
- Schlager, E., López-Gunn, E. (2006). Collecting systems for water management: is the Tragedy of the Commons a myth? In: P. Rogers, M.R. Llamas and L. Martínez-Cortina, *Water Crisis, Myth or Reality?*. Marcelino Botín Water Forum 2004. Taylor & Francis: 43–58.
- Selborne, J. (2000). The ethics of freshwater use: A survey. World Commission on the Ethics of Science and Technology. UNESCO, Paris, France: 1–58.
- Strack, O.D.L. (1976). A single-potential solution for regional interface problems in coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 12(6): 1165–1175.
- Syme, G.J., Nancarrow, B.E., McCreddin, J.A. (1999). Defining the components of fairness in the application of water to environmental and human uses. *Journal Environment and Management*, 57: 51–70.
- Taher, T., Bruns, B., Bamaga, O., Al-Weshali, A., van Steenberg, F. (2012). Local groundwater governance in Yemen: building on traditions and problems communities to craft new rules. *Hydrogeology Journal*, 20: 1177–1188.
- UNESCO (2004). Series on Water and Ethics. UNESCO, Paris: ISBN 92–9220–016–X.
- Van Rijswijk, M., Edelenbos, J., Hellegers, P., Kok, M., Kuks, S. (2014). Ten building blocks for sustainable water governance: an integrated method to assess the governance of water. *Water International*. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060.2014.951828>.

- van Steenberghe, F. (2006). Promoting local management in groundwater. *Hydrogeology Journal*, 14: 380–391.
- Voivoutas, D., Xenos, D., Xanthakis, A., Pissas, E., Assumacopoulos, D. (2002). Public-private partnerships in the water sector: a case study in the Cyclades Islands, Greece. *Water International*, 27(3): 330–342.
- Wijnen, M., Augerard, B., Hiller, B., Ward, Ch., Huntjens, P. (2012). Managing the invisible: Understanding and improving groundwater governance. The Water Partnership Programme, Water Papers. Washington, DC: The World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/06/16587662/managing-invisible-understanding-improving-groundwater-governance>.
- Young, R.A. (1993). Managing aquifer over-exploitation: economics and policies. In: *Aquifer Overexploitation*. International Association of Hydrogeologists. Selected Papers 3. Heise: 199–222.
- Zetland, D. (2013). All-in-auctions for water. *J. Environ. Manag.*, 115: 78–86.
- Zetland, D., Weikard, H-P. (2013). The institutional potential for water markets in the Tajo and Segura basins. <https://www.google.es/#q=Zetland+Weikard+The+institutional+potential+for+water+markets+in+the+Tajo+and+Segura+basin>

Capítulo 9.

Entrevistas.

Preámbulo

Se aportan por orden de fechas los resúmenes de lo tratado en las entrevistas realizadas.

Índice

Nº	Entrevistados	Organismo/actividad	Lugar y/o tema
01	José Luis Guerra Marrero	Ex – CIAGC	Gran Canaria
02	Luis González Sosa	TAGUA	Salinización Tenerife
03	José Fernández Bethencourt Cecilia García Reino	CIATF	Acuíferos costeros de Tenerife
04	Adolfo Hoyos–Limón Gil	Ex Dir. Gen. Aguas del Gobierno de Canarias	Acuíferos costeros de Tenerife
05	Elzbieta Skupien Balon Roberto Poncela Poncela	Profesionales libres	Acuíferos costeros Canarias Occidental
06	Felipe Roque Villareal	ELMASA	Acuíferos costeros de Gran Canaria
07	Mónica Ondiviela Mireia Iglesias Rosa M ^a Corp Josep Fraile Alfredo Pérez Xavier Carreras	Agència Catalana de l'Aigua	Acuíferos costeros de Catalunya
08	Jordi Montaner i Roviras	Geoservei	Salinidad de los acuíferos costeros de Cataluña Norte
09	Juan Antonio López Geta	Club Agua Subterránea Ex – IGME	Acuíferos costeros de Catalunya
10	Joaquín Gómez Morte	Empresario perforaciones	Acuíferos costeros de Gran Canaria y Tenerife
11	Enrique Moreno Deus Luis Fernando Martín	Ingenieros Admón. del Agua en Gran Canaria	Acuíferos costeros de Gran Canaria

Nº	Entrevistados	Organismo/actividad	Lugar y/o tema
12	Braulio Domínguez (Pres.) Sergio Rodríguez (Geren.) Juan Manuel Díez de la Fuente (Exgerente)	Comunidad de Aguas Unión–Norte, Tenerife	Acuíferos costeros de Tenerife
13	Luis López de Ayala y Aznar	Pozos Costa Tejina, Tenerife	Acuíferos costeros de Tenerife
14	Hernán Tejera	ASAGA	Acuíferos costeros de Tenerife
15	Dionisio Rocha	Pres. Comunidad de Regantes de Las Galletas	Acuíferos costeros de Tenerife
16	Isabel Farrugia de la Rosa Javier Davara	Consejo Insular de Aguas de Tenerife	Acuíferos costeros de Tenerife
17	Javier López–Cepero Jiménez Miguel Juan Rodríguez Serrano Jairo Martín Mesa	Director Técnico de COPLACA Agente extensión agraria Valle de San Lorenzo y de Arona Com. Pozo Costa Tejina	Acuíferos costeros de Tenerife
18	Diana Rodríguez	ATHidrotecnia	Acuíferos costeros de Fuerteventura y Gran Canaria
19	Llorenç Sebastià Galmés Verger María de C. Pons Montserrat Miquel Lliteras Reche Margalida Comas Colom	Ayuntamiento Santanyí Ayuntamiento Santanyí As. Ayunt. Santanyí DGRH de Balears	Problemas en el Municipio
20	Alfredo Barón Concepción González	Ex DGRH de Balears	Problemática general acuíferos Baleares
21	Joana Mª Garau Margalida Comas	Direcció General de recursos Hídrics Balears	Situación general en Baleares
22	Jaume Femenias Blanch Pere Marc Montserrat Calbó	EMAYA, Palma de Mallorca	Acuíferos costeros Baleares
23	Juan Mateo Horrach Torrens Alfredo Barón	Universitat Illes Balears ExDGRH de Baleares	Aspectos económicos de la salinización
24	Patricia Domínguez	IGME, Almería	Problemas generales en Almería y en el Campo de Dalías
25	Francisco Javier Martínez Rodríguez	Diputación de Almería	Acuíferos costeros de Almería
26	Andrés Cuadrado José Miguel Alonso Blanco	Junta Central de Usuarios de Aguas Subterráneas de Sierra de Gádor	Explotación acuífero profundo del sector NO Campo de Dalías
27	Juan Rea	Universidad de Almería, Departamento de Agronomía	Economía aguas subterráneas en Campo de Níjar
28	Varios	Relacionados con proyecto DEMOWARE	Acuífero costero de Port de la Selva
29	Bruno Ballesteros Juan Grima	IGME, Valencia	Acuíferos costeros Región Valenciana
30	Teodoro Estrela Monreal	Confederación Hidrográfica del Júcar (CHI)	Acuíferos costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar
31	Javier Ferrer Polo Carmen Montoro	Confederación Hidrográfica del Júcar (CHI)	Acuíferos costeros Demarcación Hidrográfica Júcar
32	Vicente Embou	Comunitat General d'Usuaris de la Vall d'Uixò	Salinización de las aguas subterráneas y gestión Vall d'Uixò
33	Lucila Candela Jesús Omar Aparicio	Dep. Ingeniería Civil y Ambiental. UPC	Salinización de las aguas subterráneas Campo Cartagena
34	Josep Mas Pla	Universitat de Girona / Institut Català de Recerca de l'Aigua	Aguas subterráneas salinas La Tordera y Empordà–Baix Ter

Nº	Entrevistados	Organismo/actividad	Lugar y/o tema
35	Luis Rodríguez Miguel Fernández Mejuto Juan Antonio Hernández	Diputación de Alicante	Situación a lo largo del litoral alicantino
36	Jesús García Martínez	Confederación Hidrográfica del Segura	Salinización en Cuenca del Segura
37	José Luis García Aróstegui Jorge Hornero Díaz	Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena	Estado acuíferos costeros en Murcia
38	Mariano Soto	IGME, Murcia	Salinización en Campo Cartagena
39	Mª Dolores de Miguel	Universidad Politécnica de Cartagena	Aspectos económicos salinidad áreas costeras
40	Alejandro Marín	Novhidro, Torre Pacheco	Desalobración en el Campo Cartagena
41	Varios	Recorridos en Tenerife y Gran Canaria	Contacto isla-mar Tenerife y Gran Canaria
42	María del Carmen Cabrera Tatiana Cruz Fuentes	Universidad de Las Palmas de Gran Canaria	Pozos desalinización en La Aldea
43	Ignacio Morell Evangelista	Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas Universitat Jaume I	Intrusión marina en Castellón
44	Jordi Serra Raventós	Facultat de Ciències Geològiques Universitat de Barcelona	Intrusión marina en el litoral mediterráneo norte

Introducción

Se han realizado 44 entrevistas en relación con los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles sobre aspectos hidrogeológicos, económicos, administrativo y de gestión. Han estado orientadas a recabar información de primera mano de los principales actores de las áreas con mayores problemas de salinización de acuíferos, actuales o pasados, o potenciales. Se ha obtenido una amplia información, muy diversa y bajo distintos puntos de vista, con valoraciones no siempre coincidentes y complementarias, que enriquecen el conocimiento.

Los resultados significativos se han trasladado a los diversos Capítulos del Informe SASMIE, con la correspondiente cita mediante las siglas entre corchetes recios [XXX], según se relacionan al comienzo de la Sección

de referencias de cada Capítulo o de cada Sección en el caso del Capítulo 3.

Se agradece sinceramente a las personas involucradas el tiempo dedicado y su apertura a las cuestiones planteadas.

Se agradece también el esfuerzo de las personas que han colaborado en las entrevistas, tanto en su preparación como estando presentes para que los resultados fuesen mejores. Estas personas han sido, por orden de áreas, Margalida Comas Colom en Mallorca, Marisol Manzano Arellano en Cartagena, María del Carmen Cabrera Santana en Gran Canaria y Luis Olavo Puga de Miguel en Tenerife.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
01-150727C	27 de julio de 2015	Parque de Santa Catalina, Las Palmas de Gran Canaria
Entrevistado	José Luis Guerra Marrero	
Organismo	Exgerente del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria	
Temática	Salinidad de los acuíferos de Gran Canaria	

Comentarios

Actualmente buena parte de las transacciones de agua en Gran Canaria se hacen directamente por acuerdo entre vendedor/productor de agua y el que la demanda. Los que demandan agua ahora suele ser entidades públicas (frecuentemente municipios) o algunos grandes compradores privados. La gran demanda agrícola se autosumministra en gran manera y la pequeña está en gran recesión por estar el sector en crisis.

No se identifican personas con visión general de la situación de los acuíferos costeros al estar la producción muy atomizada. Cabe recurrir a los servicios municipales y productores locales. Buena parte los anteriores expertos ya no están activos y no ha habido renovación generacional.

En los últimos años la administración pública del agua no ha obtenido, elaborado o producido nuevos datos que actualicen los conocimientos de la segunda mitad de la anterior década.

Conformidad: 07-08-15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
02-150806C	06 de agosto de 2015	Oficina de TAGUA en Santa Cruz de Tenerife, Avda. José Manuel Guimerá 3
Entrevistado	Luis González Sosa	
Organismo	Directivo de TAGUA	
Temática	Problemas de salinidad en Tenerife, con énfasis en la parte Sur	

Comentarios

Los principales problemas de salinización en la isla de Tenerife se localizan en:

- Valle de Güimar, limitado a los pozos más próximos a la costa
- Área SE, entre Arico y Adeje, con parte de los pozos próximos a la franja costera salinizados y algunos que no llegaron a entrar en funcionamiento por su salinidad inicial.
- Franja entre Fasnía y Guía de Isora donde es raro encontrar pozos costeros que produzcan agua de menos de 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Un pozo muy productivo (100 a 120 m^3/h) situado a 630 m de altitud en Fasnía produce agua con conductividad eléctrica en torno a 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$
- Zona Norte, en Valle de La Orotava, donde varios pozos ya no se explotan por alta salinidad.

El papel regulador de la producción de agua para atender a las variaciones de la demanda de los pozos costeros es variable. Casi no contribuyen a la regulación en el Sur ya que se explotan en continuo dada la alta demanda de agua, que supera a la capacidad de producción local. El papel regulador es notable en el Valle de La Orotava. En la evaluación del papel regulador se debe tener en cuenta el efecto opuesto que se deriva de la pérdida de producción de agua de las áreas de medianías por progresiva disminución de los caudales de las galerías, a compensar con mayor explotación costera, y la disminución de la demanda agrícola por el abandono del cultivo del tomate. Pero los efectos no son iguales en el Sur que en el Norte.

Los aspectos de calidad pesan poco en la demanda pues las diferencias de calidad entre unas producciones de agua a otras, tras eliminar las más conflictivas, se homogeneiza en las redes básicas de transporte. Actualmente no hay problemas especiales para el abastecimiento humano y agrícola en relación con la calidad, al menos en la zona Sur de la isla, donde TAGUA tiene mayor actividad y más información. La disminución de la actividad agrícola no es por pérdida de calidad sino por problemas económicos de las cooperativas y el cese de parte de ellas, además de problemas estructurales del sector agrario y su decreciente capacidad de exportación por pérdida de competitividad en los mercados exteriores.

El Consejo Insular de Aguas no es favorable a la desalobración de aguas subterráneas salobres y salinas para no aumentar las extracciones y aumentar los problemas de salinización en captaciones ya existentes. Hay algunas plantas clandestinas en hoteles. Esto parece suceder principalmente en la conurbación Adeje-Arona, si bien el efecto de salinización sobre otros es inexistente puesto que en esos lugares de la costa no existen captaciones en explotación. Existen plantas de desalobración controladas. El agua salobre del pozo costero de Chío, en Guía de Isora, se trata por electrodiálisis reversible y se destina al uso agrícola. BALTEN opera una planta de ósmosis inversa en Aripe. La planta de la EDAR de Tamaimo cesó en 2011. La planta de El Reventón, en la Guancha, parece que continúa en operación, principalmente para eliminar F.

La reutilización de aguas regeneradas ha sufrido problemas de picos intermitentes de alta salinidad, atribuidos al vaciado de piscinas de agua marina y de plantas clandestinas de desalinización/desalobración, lo que afecta a la regularidad de la calidad del agua regenerada con destino al complejo agrícola de Las Galletas. Esto ha creado una tendencia al rechazo del agua regenerada. Parece que la aparición de estos picos de salinidad ya está controlada.

Conformidad: 12-08-15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
03–150806C	06 de agosto de 2015	Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIATF), Leoncio Rodríguez 7, SCTF
Entrevistado	José Fernández Bethencourt, gerente del CIATF Cecilia García Reino, hidrogeóloga del CIATF	
Organismo	CIATF	
Temática	Sanidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

No se dispone de una red de observación específica de los acuíferos costeros. Esto no permite conocer con precisión la piezometría en las áreas costeras, la cual se evalúa a partir de los niveles estáticos y dinámicos en los pozos existentes.

El principal y más elemental indicador de intrusión marina que se considera en Tenerife es la concentración de ión Cl^- . Dado que existen cloruros de origen volcánico–climático de hasta 100 mg/L, se consideran admisibles explotaciones con pozos que alcancen hasta 300–500 mg/L de Cl^- . Hay diferencias entre los distintos sectores hidrogeológicos costeros en cuanto a la normativa de detalle aplicable. La demanda de agua excluye a los pozos que producen agua de más de 300 mg/L de Cl^- , entre otros parámetros indicadores de mala calidad.

Dado que se produce un efecto inducido de aumento de intrusión a causa de las extracciones costeras con alta salinidad, el CIATF vigila que en ningún caso se extraiga agua subterránea con más de 500 mg/L Cl. Con carácter excepcional se han otorgado autorizaciones para desalinizar esta agua para usos agrícolas: Los Guirres en el TM de Güímar y Costa de Tejina en TM Guía de Isora. Asimismo se trata de evitar que aguas salobres puedan circular por conducciones “de terceros” (no propias de quien las capta), dado que la dilución consiguiente va en perjuicio de los otros caudales circulantes.

En desarrollo de la Directiva Marco de Aguas (DMA), el reciente Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Tenerife (publicado el 06–06–2015) tiene como objetivo principal alcanzar el buen estado de las masas de agua y especialmente las de aguas subterráneas. En sus ordenanzas y normativa presta una atención especial a reducir la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros.

Es preceptiva la realización de un análisis del grado de recuperación de costes, incluyendo los ambientales y del recurso. La iniciativa privada que gestiona las aguas subterráneas –las que aún mantendrán el carácter de privadas hasta 2043– ya ha venido recuperando todos los costes de inversión, operación y mantenimiento, pero no los ambientales y del recurso. Para el segundo ciclo de planificación hidrológica (2015–2021) se ha pactado entre la Administración del Agua española y la Comisión Europea una metodología común para esta evaluación, a adoptar por todas las Demarcaciones Hidrográficas.

La producción de las galerías decae más rápidamente que lo esperado, pero la descarga periférica de agua subterránea al mar se mantiene o puede haber aumentado. Mientras algunas galerías tienden a un caudal base, menor que el actual, otras quedarán secas.

Las extracciones de los pozos están condicionadas por el alto coste de la energía, que tiene un peso importante. En este momento el CIATF es el principal cliente en Tenerife de las empresas eléctricas y eso le permite obtener precios mejores, pero difícilmente lo pueden hacer los pequeños operadores privados de pozos y plantas de tratamiento. Esto lleva a que se reduzca o desaparezca la producción de los pozos que no son capaces de cubrir con la venta de agua los gastos fijos. El cese de la actividad y se fuerza para los pozos que producen agua de mala calidad.

Los explotadores de agua subterránea tienen la obligación de obtener mensualmente los datos de contador del caudal y del consumo eléctrico y comunicarlos al CIATF semestral o anualmente. Si no se hace se abre un expediente de infracción muy grave por ocultación de información.

El turismo se ha incrementado en 2015 en un 5%, con el consiguiente aumento de demanda de agua. El suministro lo realizan en buena parte AQUALIA y CANARAGUA. La desalinizadora de agua marina de Adeje–Arona, de 30.000 m³/d nominales, ha tenido que reforzarse con 3 unidades móviles de 1000 m³/d cada una para evitar fallos de suministro en agosto. Arona, con 70.000 habitantes, es el 3^{er} municipio en número de habitantes de la isla, con 120.000 camas turísticas en el conjunto Adeje–Arona.

Los planes de emergencia de abastecimiento de agua prevén paliar las situaciones de restricciones de agua mediante la reactivación de pozos que cumplan la normativa, lo que supone su previa puesta a punto y reposición de partes que puedan haber sido vandalizadas o robadas (por ejemplo las partes de Cu) en periodos de escasa vigilancia o semi–abandono. Además, en unos meses se prevé la puesta en servicio de las desalinizadoras de agua de mar de Granadilla de Abona y Fonsalía (Guía de Isora). Esto supone la excepción de captar más agua marina a través del acuífero, autorizando pozos más al interior de la franja de 100 m, hasta 300 m de la línea de costa, a cambio de incrementar algo la intrusión marina. La desalinizadora de agua del mar de Adeje–Arona capta 50.000 m³/d del acuífero para producir 20.000 m³/d de agua dulce producto y 30.000 m³/d de salmuera residual en 1^a etapa, con una 2^a etapa en la que se recuperan 10.000 m³/d de agua dulce adicionales. Para atender a la demanda creciente se requiere captar en la costa hasta 50.000 m³/d de agua adicionales.

No se prevé autorizar nuevas obras de captación para evitar posibles daños a las captaciones existentes a lo largo de la costa y para no aumentar las afecciones ambientales, aunque éstas son pequeñas en las reales circunstancias de la gran longitud de costa de Tenerife.

La desalinización de aguas subterráneas salobres tiene el inconveniente del alto contenido en SiO₂ de esas aguas, en general superior a 50 mg/L y frecuentemente de 60 mg/L o más. Esto es un serio problema para las plantas de ósmosis inversa (OI) ya que cuando se concentra durante el proceso por encima de 120 mg/L de SiO₂ se produce una película incrustante de silicato que acorta mucho la vida útil de las membranas. Para evitarlo se requiere un pretratamiento para reducir la concentración inicial de SiO₂ a menos de 30 mg/L, pero no se ha encontrado aún un procedimiento económico eficaz después de 20 años de investigaciones. Eso se soluciona con las plantas de electrodiálisis reversible (EDR), ya que la sílice disuelta no está en forma iónica y por tanto no es atraída eléctricamente, y además el rechazo se reduce al 15%. No obstante, alguna empresa (TEDAGUA) parece que puede operar con OI hasta concentraciones durante el proceso de 200 mg/L de SiO₂ sin problemas y con un rechazo del 25%.

La desalinización del agua del mar en la planta de Adeje–Arona, con agua producida de < 1mg/L de B, a plena producción tiene un coste final de 0,60 €/m³, que cubre todos los costes de gestión, control, operación y mantenimiento más un 10% para amortización y reposición de la inversión. En Adeje–Arona, el suministro a los abastecimientos urbanos y turísticos con agua subterránea llega a tener un precio de compra superior al de agua de mar desalinizada.

El agua producida en la plantas desalinizadoras de Adeje–Arona y en las en curso de Granadilla de Abona y Fonsalía (previstas para marzo de 2016) se va a recarbonatar con lechos de CaCO₃ con el proceso diseñado por la Fundación Centro Canario del Agua (FCCA) y que ya se aplica en Israel, Australia y Países del Golfo.

Los parques acuáticos suponen un notable atractivo turístico y de ingresos económicos. La oferta es para unos 9 días de estancia. El uso de agua marina presenta un riesgo de vertido cuando las instalaciones están alejadas de la costa.

Conformidad: 18-08-15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
04-150706X	06 de agosto de 2015	Consejo Insular de Aguas de Tenerife
Entrevistado	Adolfo Hoyos-Limón Gil	
Organismo	Exdirector General de Aguas del Gobierno de Canarias	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife y de Canarias en general	

Comentarios

La mayor parte de los problemas de salinización costera de pozos es por conos salinos ascensionales. El principal damnificado es el propio explotador y afecta a los por él suministrados si no tienen otros suministradores a los que recurrir.

La pérdida de calidad por contaminación de nitratos es un problema que en este momento se estima más importante que el de la salinización costera.

En La Orotava no parece haber progreso temporal de la salinización a nivel general, aunque sí puede existir en pozos concretos. También hay algunos problemas de salinización en algunos pozos en el tramo final del barranco de Las Angustias, en Tazacorte (Los Llanos de Aridane, isla de La Palma).

Con el progresivo agotamiento de la producción de las galerías de Tenerife, hasta un caudal de base de 40-50 hm³/a, los 2500 pozos costeros existentes pueden tener un muy importante papel en el futuro no lejano.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
05–150806C	06 de agosto de 2015	Santa Cruz de Tenerife
Entrevistado	Elzbieta Skupien Balon Roberto Poncela Poncela	
Organismo	Profesionales libres	
Temática	Salinidad de los acuíferos de Tenerife y La Palma	

Comentarios

La cuantificación de las salidas de agua subterránea al mar es muy incierta y requiere que se evalúe mejor a fin de afinar los balances de agua y soportar o modificar con más argumentos las decisiones de planificación hidrológica. La actual concepción de todas las áreas costeras de Tenerife como en mal estado cuantitativo parece excesiva, por lo menos en una o dos de las 4 masas de agua subterránea definidas. La masa de agua subterránea TF004: Masa costera del Valle de La Orotava, es la que se puede calificar con mayor seguridad como en mal estado, tanto cuantitativo como cualitativo.

En La Palma, muchos de los pozos costeros de la zona oriental están abandonados, por lo que ha disminuido la presión sobre esa zona.

La normativa de autorización de explotación es poco realista, más para los acuíferos costeros. La aplicación de la reglamentación minera puede hacer que la explotación de muchos pozos resulte económicamente inviable.

Parte de los problemas calificados actualmente como de sobreexplotación se pueden disminuir reduciendo pérdidas de agua en transporte y distribución.

Conformidad: 10–08–15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
06-150806X	11 de agosto de 2015	Las Palmas de Gran Canaria
Entrevistado	Felipe Roque Villareal	
Organismo	Director gerente de ELMASA	
Temática	Salinidad de los acuíferos de Gran Canaria y en especial en el Sur	

Comentarios

La cuantificación de las salidas de agua subterránea al mar es muy incierta y requiere que se evalúe mejor a fin de afinar los balances de agua y soportar o modificar con más argumentos las decisiones de planificación hidrológica. La actual concepción de todas las áreas costeras de Tenerife como en mal estado cuantitativo parece excesiva, por lo menos en una o dos de las 4 masas de agua subterránea definidas. La masa de agua subterránea TF004: Masa costera del Valle de La Orotava, es la que se puede calificar con mayor seguridad como en mal estado, tanto cuantitativo como cualitativo.

En La Palma, muchos de los pozos costeros de la zona oriental están abandonados, por lo que ha disminuido la presión sobre esa zona.

La normativa de autorización de explotación es poco realista, más para los acuíferos costeros. La aplicación de la reglamentación minera puede hacer que la explotación de muchos pozos resulte económicamente inviable.

Parte de los problemas calificados actualmente como de sobreexplotación se pueden disminuir reduciendo pérdidas de agua en transporte y distribución.

Conformidad: 10-08-15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
07-151215	15 de diciembre de 2015	Agència Catalana de l'Aigua
Entrevistado	Mónica Ondiviela Mireia Iglesias Rosa Mª Corp Josep Fraile Alfredo Pérez Xavier Carreras	
Organismo	Agència Catalana de l'Aigua	
Temática	Intrusión marina en los acuíferos catalanes	

Comentarios

En los balances hídricos por masas de agua subterránea (MASb) del Plan Hidrológico de la Demarcación de Cataluña (PHDC, 2015) se ha tenido en cuenta la necesidad de respetar un flujo de agua dulce al mar, o de llegar a conseguirlo, para limitar la penetración en el acuífero. Se ha hecho mediante estimaciones o cálculos sencillos para determinar a modo de "demanda ambiental" a fin de considerar éste valor en la valoración del índice de explotación y determinación del estado cuantitativo de las MASb. El objetivo final será alcanzar el buen estado cuantitativo de la MASb y contribuir a conseguir parte de lo necesario para llegar a un buen estado químico. Este estado químico depende de otros varios componentes, como las actividades antrópicas en la zona costera, los depósitos de residuos y las fugas. En el PHDC, además se consideran las condiciones de protección de los humedales costeros que dependen del agua subterránea. El caudal de descarga al mar a respetar en cada MASb está en el Plan de Gestión (Anejo 4). Asimismo, teniendo en cuenta el estado de las MASb, se plantean las medidas a desarrollar en el próximo período en el Programa de Medidas, con el correspondiente análisis de costes económicos y los organismos responsables.

Entre los costes asociados a la intrusión marina está el asociado al abandono de pozos en operación. Se ha tratado de recuperar los pozos en estado operativo o reparable, para ser utilizados para complementar abastecimientos humanos en épocas de sequía. Existe la posibilidad de subvenciones a los ayuntamientos con este objetivo.

Se está realizando un proyecto LIFE en Port de la Selva (dentro de la iniciativa DEMOWARE, que es un proyecto de investigación del 7 PM de la UE) en el que interviene como socio AMPHOS, entre otros. El proyecto está coordinado por Fundació CTM Centre Tecnològic. AMPHOS ha realizado también un estudio sobre la situación en el Camp de Tarragona (Salvador Jordana).

En la Costa Catalana no hay plantas significativas privadas de desalobración. La que se instaló en Prat de Llobregat no ha entrado en funcionamiento.

Para obtener fuentes de información complementarias se puede recurrir a SOREA, al estudio realizado por Aluvial para la ACA de toda la costa catalana, a las fichas de caracterización de la intrusión (TIAC, 2012), al Consorcio de Aguas de la Costa Brava (tiene una buena página web) y al Consorcio de aguas de Tarragona, a la CUADLL, a Aigües del Prat, al estudio de La Tordera (ACA), a Geoconsult, posiblemente a la Diputación de Barcelona, Aigües

de Ribes, Oficina de la ACA en Tarragona, ALTASA; Ajuntament d'Hospitalet de l'Infant.

Se acuerda colaborar de la forma mejor posible. La persona de contacto será Mireia Iglesias. Además de proporcionar los nombres de los contactos personales adicionales, facilitará el acceso a los documentos que pueden ser relevantes.

Entre la reunión y la preparación de esta nota de entrevista ya se han comunicado algunos contactos.

Conformidad: 23–12–15

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
08–151222R	22 de diciembre de 2015	UPC
Entrevistado	Jordi Montaner i Roviras	
Organismo	Geoservei	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Cataluña Norte	

Comentarios

Se repasan los problemas de salinidad de los acuíferos costeros de Cataluña Norte desde en sentido norte–sur.

Port Bou. Dispone de un pequeño embalse (1hm^3) para el abastecimiento y de algunos pozos salinizados o en desuso. En períodos de sequía se ha planteado su recuperación. Queda fuera del ámbito de acción del Consorcio de la Costa Brava (CCB).

Colera se abastece ($0,15\text{hm}^3/\text{año}$) únicamente con pozos del acuífero aluvial de la riera de Colera, de unos 15 m de profundidad. Se desconoce su evolución respecto la salinidad.

Cadaqués y Llançà reciben $1\text{hm}^3/\text{año}$ (en años secos) del río de La Muga, procedente del embalse de Boadella, puestos a disposición en alta por bombeo del CCB. Ambos municipios tienen pozos pero insuficientes para cubrir la demanda. Llançà, dispone de varios pozos, de 10 a 20 m en el aluvial de la Valleta, que complementan el abastecimiento, algunos con salinidad. Cadaqués dispone de pozos de unos 14 m en el acuífero aluvial, de caudal insuficiente y salinizados; también hay pozos profundos de pequeño caudal, de hasta 140 m, perforados en materiales paleozoicos, que están muy salinizados.

Port de La Selva se abastece ($0,3\text{hm}^3/\text{año}$) únicamente de pozos de 14 m situados en el acuífero de la riera Romanyac, donde se recarga el aluvial con agua usada tratada, para disponer de reservas de punta y mantener la actual autosuficiencia del suministro

Roses se abastece con agua de La Muga ($3\text{hm}^3/\text{año}$) para mejorar la calidad de sus recursos propios. Los pozos de abastecimiento se clausuraron en 1986 por exceso de salinidad, propia e inducida en el entorno. Parte de estos pozos se rehabilitaron durante la sequía del 2008, acondicionando la entubación para evitar la entrada de agua somera. Pueden contribuir al abastecimiento en punta y como apoyo. Actualmente extraen menos de unos $0,3\text{hm}^3/\text{año}$. En invierno pueden ser algo surgentes. Se tiene una notable mejora de la salinidad, pero subsiste cierta salinización del acuífero en el entorno, de origen no bien definido. El acuífero profundo local parece que no se extiende hacia el mar sino que cambia a sedimentos finos. Los materiales y la fauna fósil que contienen muestran que se formaron en ambiente de estuario, en el que se pueden depositar materiales fluviales con gravas por debajo del nivel del mar del momento. Esas gravas pueden tener cierta salinidad natural que se conserva al estar semi–aisladas del flujo general, la que sería transmitida desde los limos que las recubren, depositados en ambiente de estuario. Algo similar sucede el área costera del Ter.

El agua subterránea del área de La Muga es de uso agrícola y tiene una salinización significativa. En el área, el cauce está encajado 1,5 a 2 m en los sedimentos, lo que favorece la penetración superficial de la salinidad y

su transferencia a la parte somera del acuífero. Algo similar sucede en relación con los canales de la urbanización Empúria Brava. Esta salinización tiene una componente estacional. La salinidad ha causado el abandono de actividades agrícolas de riego y muchos pozos ya no son operativos. Se ha pasado a una agricultura de secano, pero con problemas por la alta salinidad de los suelos. No es posible producir maíz y se tiende al cultivo del arroz. La demanda agrícola es solucionable con un aporte de 0,2 a 0,5 hm³/año, pero no hay ninguna iniciativa en curso para hacerlo. La salinidad de los suelos supone dotaciones de riego relativamente altas. La perforación de pozos profundos para explotar el neógeno supone una inversión. Antes los canales conducían agua superficial, pero hoy pocos de ellos están operativos. Además, el agua salina puede penetrar por esos canales y acequias. En el Rec Sirvent el agua salina penetra de ese modo hasta 3,5 km tierra adentro. No se gestiona el sistema ni se dispone de compuertas para evitar la penetración marina. Esta situación comporta una acusada conflictividad social entre sectores de uso agrícolas, municipales y ambientales y también entre productores de distintos cultivos, principalmente maíz y arroz. Actualmente se impulsa la creación de una CUA para gestionar esta conflictividad.

Algo similar a lo expuesto sucede en el área costera del Fluvià, con penetraciones salinas superficiales a través del río de hasta 3 km y salinización de los pozos someros próximos. En Sant Pere Pescador casi cada vivienda clásica disponía de un pozo para el autoabastecimiento, los que se salinizaron. Actualmente el abastecimiento se hace a través de la red pública y quedan pocos pozos domésticos operativos. En el frente litoral existen campings con más de 10.000 plazas de capacidad. Mantienen el suministro a través de pozos propios aunque con concentraciones anómalas de sulfato y elevadas en sodio.

En el área del Ter, en L'Escala–Empúries hay extensas superficies con aguas subterráneas con cierta salinidad, de unos 2000 µS/cm de conductividad eléctrica, que por lo menos en parte es de origen natural, bien residual de albuferas o de evaporación. Estas aguas se pueden utilizar para el riego de frutales si el árbol está sobre una pequeña elevación que permita el drenaje al exterior del agua excedente de riego. Existen canales históricos de riego procedentes del río Ter que desembocan en el litoral de L'Escala–Empúries, contribuyendo a una cierta estabilización de la cuña salina natural.

L'Escala, con una demanda de 2,3 hm³/año, se abastece de pozos teóricamente situados en el acuífero aluvial profundo, formado por un paleocanal pleistoceno del Ter. Su substrato basal también contiene gravas neógenas que podrían ser transmisivas. Se desconoce cómo evoluciona la salinidad en estos pozos, pero en los últimos años las captaciones antiguas situadas más hacia el litoral se han desplazado hacia el interior.

En el área del Ter correspondiente a Torroella y Gualta los pozos son profundos (35–40 m) y explotan formaciones que no se extienden hasta el mar y tienen cierta salinidad congénita. En esta área se localizan los pozos construidos en las décadas de 1970–1980 para el abastecimiento de la Mancomunidad de Palafrugell, que salinizaron parte de esta zona y no se han podido poner en operación de nuevo. En el 2002 se dispersó la extracción con nuevos pozos más alejados de la costa, que por el momento son operativos en cuanto a su calidad, aunque suponen un aumento del coste. Esta salinización afectó a pozos de uso agrícola, que se abandonaron, y los agricultores tuvieron que conectarse al sistema de regadío de las comunidades de regantes. El abastecimiento agrícola se realiza mayoritariamente con agua superficial del Ter a través de una nueva infraestructura de riego que substituye a las acequias históricas que ya existían. Se ha constituido una CUA formada por las comunidades de regantes más los usuarios de pozos (agrícolas, municipales y turísticos). Su financiación se realiza a través de aportaciones de los municipios y de las comunidades de regantes, mientras que en el caso de los pozos agrícolas parece que sólo el 10% de los pozos pueden pagar algo que supere los propios costes del cobro de la cuota; no sucede para los pozos que captan <7000 m³/año. Las actuaciones para impulsar la constitución de la Comunitat d'Usuaris d'Aigües Subterrànies (CUAS) del Baix Ter se inició hace ya 25 años.

Actualmente, la Mancomunidad de Palafrugell, Begur y Pals, con pozos situados en el acuífero aluvial del litoral del Ter, dispone también de una conexión en alta que llega desde El Pasteral, pudiendo reducir hasta la mitad la extracción de los pozos. Como esta agua en alta es más cara, por el momento no se hace uso de la nueva conexión.

En la zona litoral del Ter existen pozos superficiales de uso doméstico y agrícola de hasta 10 m, algunos de ellos con problemas de salinidad. Los antiguos pozos que abastecían L'Estartit se abandonaron hace más de 30 años.

En parte, la salinización está motivada por la cuña salina superficial, cuyo frente varía de posición según que las entradas de agua marina, sean subterráneas o superficiales por inundación producida por temporales de mar. La gestión para controlar estas entradas de aguas salinas es motivo de conflicto entre el sector agrícola y la gestión medioambiental de la zona.

El abastecimiento de la Costa Brava Centro se realiza de forma mayoritaria a través del CCB con aguas procedentes del embalse del Ter en el Pastoral, mientras que las aportaciones de pozos contribuyen de forma secundaria y con ciertas limitaciones debidas a la capacidad de extracción y la salinidad. En Palamós, con una demanda de 1,1 hm³/año, el suministro por parte del CCB se complementa con 0,5 hm³/año de los pozos de Torrent (situados en acuíferos paleógenos del Baix Empordà). Existen también los antiguos pozos municipales del acuífero aluvial del Aubí, que suministraban otros 0,5 hm³/año con valores de cloruros de entre 100 y 200 mg/L. Actualmente se utilizan poco. Calonge, con una demanda de 1,1 hm³/año, se abastecía únicamente de pozos de unos 20 m del acuífero de la riera de Calonge hasta que algunos se salinizaron con valores de cloruros superiores a 600 mg/L. Los pozos más al interior aún complementan ocasionalmente el suministro municipal. Se plantea recarga y/o una barrera costera, aún sin concretar. El abastecimiento de los municipios litorales del valle de Aro (Platja d'Aro, Santa Cristina y Castell d'Aro), junto con Sant Feliu de Guíxols, con una demanda total de unos 5 hm³/año, se complementa con recursos locales del acuífero del Ridaura, pero con limitaciones por salinidad, lo que condiciona la explotación y hace que se tenga que alejar los pozos del litoral. A lo largo de las últimas décadas se contabilizan unos 35–40 pozos de suministro para estas poblaciones. Se han realizado pruebas de recarga con aguas de EDAR. A partir de la década de 1990, la aportación de aguas del Ter motiva la estabilización y en algunos casos reducción de la salinidad detectada en los pozos municipales desde las décadas de 1970 y 1980. Lloret y Tossa de Mar se abastecen de 8 pozos situados en el aluvial del río Tordera. La demanda conjunta es de unos 6 hm³/año. Los recursos locales aportan menos de 0,5 hm³/año, con limitaciones por caudal y salinidad.

En el área costera de La Tordera, la planta de desalinización se alimenta a partir de 10 sondeos de igual diseño y >100 m de profundidad, que posiblemente captan el agua por debajo de las formaciones neógenas bajo el aluvial. El proyecto de abastecer la planta de desalinización mediante pozos profundos no funcionó y estos fueron substituidos por una toma directa de agua de mar. Al igual que en otros acuíferos litorales, la intrusión salina por explotación del acuífero aluvial profundo penetra a través de los paleocanales pleistocenos y su progresión aguas arriba está condicionada por la geometría de estos paleocanales y la cota de entrada de la intrusión. Se desconoce cómo ha evolucionado la salinidad a partir de la desaparición de empresas industriales de la zona que tenían altos consumos de agua.

En toda el área considerada el volumen de agua salina es elevado, pero no tiene utilización tras desalobración, salvo excepciones. Un camping en la zona del Ter desalobra por ósmosis inversa unos 7000 m³ durante el verano mediante pozos someros de 2 a 3 m de profundidad, para producir 5000 m³. Se desconoce si hay otras plantas en el área costera de La Tordera.

En general, la aportación en alta de aguas superficiales al conjunto de poblaciones turísticas de norte a sur de la Costa Brava ha mejorado la garantía del suministro y la presión sobre los acuíferos, motivando la disminución parcial de alguno de ellos respecto a la salinidad, aunque con un coste difícil de calcular. Aparte del coste, el suministro en alta puede haber motivado una cierta relajación en la adecuada gestión de los acuíferos litorales y quizás también un menor interés en su protección y consideración como recurso estratégico. Una muestra de ello es que normalmente la mejora de la garantía del abastecimiento suele contemplar en primera instancia la ampliación de la red de conducciones en alta y escasamente la recuperación de los recursos locales. En el caso del Empordà, la presencia de otros contaminantes en el agua subterránea, como los nitratos, no ha contribuido a generar confianza en la utilización de los recursos locales, por lo que frecuentemente, siempre que sea posible, se opta por la conexión a suministros en alta.

Coformidad: 20 de enero 2016

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
09–160118P	18 de enero de 2016	H. Vincci Soma, Madrid
Entrevistado	Juan Antonio López Geta	
Organismo	Club de Agua Subterránea / antes IGME	
Temática	Conocimiento de los acuíferos costeros españoles	

Comentarios

El nivel de estudio específico de los acuíferos costeros y de sus problemas de intrusión marina ha decaído notablemente en la última década, tanto por parte de la administración pública como por los organismos de investigación.

Para la Cuenca del Júcar y por encargo de la DG del Agua el IGME realizó un estudio para determinar los flujos de agua continental de descarga al mar que deberían mantenerse en los acuíferos para limitar la intrusión marina. La elaboración de resultados se apoyó con modelación numérica. El trabajo estuvo a cargo de Juan de Dios Gómez. Se diseñó una red de observación y vigilancia que incluía pozos y sondeos de distinta profundidad.

En muchos acuíferos costeros, la salinización aparece junto a un exceso de contenido en nitrato, lo que es una causa añadida para la pérdida de interés en su explotación. Donde se trata el agua para disminuir el contenido en nitratos por procesos de ósmosis inversa o por cambio iónico también se reduce la salinidad del agua.

En general, la mayoría de abastecimientos que usaban agua de los acuíferos costeros han pasado a recibir agua de otra procedencia, lo mismo que las explotaciones agrícolas, como es el caso de las planas de Castelló y Valencia. En estas no es raro que el agua de riego sea una mezcla controlada de agua del acuífero costero de los pozos que se mantienen en explotación con agua de otra procedencia. El riego de frutales, en especial de naranjos, tolera cierta salinidad (hasta una CE de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pero no la de productos hortícolas. Parte de los pozos se mantienen operativos para ser utilizados en épocas de sequía o fallos en otros suministros.

Las desalobradoras abundan en el Campo de Níjar y en el Campo de Cartagena.

No se conocen estudios específicos de las implicaciones económicas y sociales de la salinización de los acuíferos costeros. Cabe evaluar el coste del cambio de fuente de suministro.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
10–160212P	12 de febrero de 2016	Parque Santa Catalina. LPGC
Entrevistado	Joaquín Gómez Morte	
Organismo	Empresario de perforaciones	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Gran Canaria y Tenerife	

Comentarios

Muchas áreas costeras canarias tienen excelentes condiciones para cultivos tropicales, como manga, papaya y aguacate, que substituyan al plátano y al tomate, en especial en Mogán y La Aldea. Esto mantiene una demanda de agua, que ha de ser de cierta buena calidad.

Las características de largos tramos costeros es la de descarga de agua subterránea al mar de buena calidad, recargada en áreas del interior. Tales son los tramos costeros de las ignimbritas desde Meloneras a Taurito, en Gran Canaria, y desde la pared sur de Güimar a Granadilla de Abona, en Tenerife. En esos lugares ya existen sondeos que producen caudales interesantes de agua de buena calidad (como los de la Comunidad de Aguas del Sudeste de Tenerife en Arico, Barranco del Río y Granadilla), de hasta 15 L/s, pero que deben tener la profundidad suficiente para intersectar tramos permeables, a profundidades que pueden estar bien por debajo del nivel del mar. En las ignimbritas de Arguineguín (SW de Gran Canaria) el nivel de mejor productividad está bajo la capa rica en obsidiana de su base, en el contacto con los basaltos antiguos del escudo basáltico general de Gran Canaria. En estas ignimbritas, los sondeos horizontales en el fondo de los pozos canarios clásicos no suelen ser productivos a causa de la pequeña permeabilidad de esas ignimbritas y la disposición masiva horizontal.

Las disposiciones administrativas impiden nuevos aprovechamientos, en especial en Tenerife, al limitar la profundidad de perforación al del nivel del mar. Esta disposición sólo tiene sentido, discutible, en la franja costera de las formaciones de alta permeabilidad pero no en los tramos más allá de una franja costera de 1 a 2 km, ya que los niveles piezométricos están muy por encima del nivel del mar y se mantienen con la explotación. Esto puede ser válido también en tramos costeros de basaltos antiguos con abundantes diques de disposición paralela a la costa.

Hay problemas de salinización costera en determinadas áreas, como la de Telde–Vecindario hasta cerca del Barranco de Tirajana. En parte los problemas de salinización son debidos a caudales de explotación excesivos. El propietario tiende a extraer del pozo el mayor caudal posible, lo que favorece una salinización evitable, por lo menos en parte. En general se tienen bombas de extracción de caudal excesivamente grande. Esto sucede también en Tegueste (Tenerife) y el sur de Fuerteventura. No todos los pozos están salinizados; Melenara se abastece con agua de un pozo de buena calidad.

Muchos pozos con agua de moderada alta salinidad disponen de una planta desalobrador de pequeño caudal, de algunos L/s. En el área de Telde–Vecindario existen en casi todas las fincas, quizás más de 200. El rechazo de estas plantas es del orden del 40% del caudal extraído, con lo que para mantener una cierta producción se debe aumentar el caudal de extracción, con su repercusión sobre el área. La salmuera residual en el área de Telde se vierte al alcantarillado municipal que gestiona Aguas de Telde y a su través al emisario submarino.

Otras explotaciones, en especial las situadas aguas arriba de la autovía Las Palms–Sur, el vertido se hace en otro pozo en el extremo opuesto de la finca. No hay colectores. Cabe que el Cabildo Insular construya esos colectores (salmueroductos), cargando el mantenimiento a los usuarios.

La Asociación de Empresarios el Agua, muy activa en tiempos anteriores y que ha dado una aportación importante al censo de captaciones y a la gobernabilidad, hoy ha quedado reducida a unos pocos asociados reales, además de poco activos, al cesar la operación de muchos pozos, en buena parte por el alto coste de la energía. La asociación mantiene su representación en la Junta General del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria y tiene un representante en la Junta de Gobierno.

Los pozos que producen menos de 2 L/s en general ya no tienen equipo de mantenimiento por su alto coste. Para realizar trabajos en pozos actualmente sólo quedan tres equipos en los grandes grupos de Gran Canaria (Bonny, Pedro del Río y Félix Santiago).

La red de transporte de agua en Gran Canaria es muy extensa pero escasamente mantenida y requiere renovación. Una de ellas es la de Tenteniguada a Telde (Pedro del Río), que dispone de 6 tuberías de gran diámetro. Se ha realizado un proyecto para obtener fondos de reparación y restitución, pero no se ha financiado al mermar los fondos de ayuda de la Consejería de Agricultura del Cabildo de Gran Canaria.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
11–160215C	15 de febrero de 2016	Colegio de Ingenieros Técnicos de Obras Públicas e Ingenieros Civiles
Entrevistado	Enrique Moreno Deus Luis Fernando Martín	
Organismo	Ingenieros Admón. del Agua en Gran Canaria	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Gran Canaria	

Comentarios

Se considera franja costera la que está por debajo de cota 300 m, con ancho variable según las zonas. Actualmente no hay seguimiento efectivo de extracciones por parte del CIAGC más allá de controles muy puntuales como la comprobación de la presentación de datos de lectura de contadores, principalmente en pozos inscritos en el registro Insular de Aguas. Los propietarios de pozos inscritos, al menos una parte importante, cumplen con el requisito administrativo de comunicar al CIAGC los datos periódicos (anuales) de extracción y de calidad, pero en el CIAGC no se controla ni se entra esa información en la base de datos ya que los aspectos técnicos no tienen un claro interés para la actual para la actual dirección del departamento jurídico, más centrada en el interés administrativo de un expediente que en el valor científico de la captación. Lo que se comunica por los propietarios con inscripción se acumula en el expediente en el Departamento de Recursos Hidráulicos, sin más tratamiento, no son conocidos por los otros Departamentos del CIAGC y el que envía los datos no espera más actuación. La prioridad es el cobro de las tasas establecidas. Por lo tanto, la planificación se hace con datos conjeturales, ya que el Departamento de Planificación no tiene acceso a la base de datos del Departamento de Recursos Hidráulicos ni hay una base única de captaciones del Consejo.

En toda la isla de Gran Canaria, el número de pozos inscritos es del orden de 1300 (se incluyen pozos, sondeos, galerías y nacientes), de los cuales la mitad están en la franja costera de menos de 300 m de altitud. En esa franja abundan los sondeos (pozos perforados), Los construidos después de 1990 (Ley de Aguas de Canarias) están inscritos. Parte de ellos son para alimentar plantas desaladoras. En el momento actual no se realizan ensayos de bombeo ni visitas de campo a los pozos salvo si es por orden judicial o denuncia medioambiental al SEMPRONA. Las visitas a pozos que se realizan son con criterio variable, por guardas o becarios, si un orden o criterio de inventario.

No hay observaciones claras de aumento del estado de contaminación marina en los acuíferos costeros. Puede haber algo en Mogán y Arguineguín. La salinización de pozos costeros en el área de Guía–Gáldar parece haberse recuperado. En el resto de la zona Norte, la intrusión marina es sólo ocasional y cabría incrementar la explotación. En el área costera entre Telde y el Sur, la salinización parece no haber aumentado pero se mantiene la mala situación de tiempos anteriores. Es en esta zona donde tiene más desarrollo la desalación y donde hay menor control. No parece que hoy haya mayor clandestinidad, pero no por mayor control, que es menor, sino por menor interés en la extracción y explotación de agua subterránea y por la crisis económica.

La red de control de niveles y calidad de toda la isla consiste en 180 pozos que gestiona el Departamento de Planificación del CIAGC. De ellos unos 50 estarían en la franja costera. El control de calidad es mediante un análisis químico sencillo, con todos los iones mayoritarios.

En la isla hay unas 30 plantas de desalinización, pero apenas hay control sobre las mismas. No se sabe bien cuantas instalaciones desalobradoras hay ni cuanto extraen ni cuanto extraen ni cuál es el destino del agua producida. Existen varias bases de datos, pero no son completas ni actualizadas ni contrastadas ni conocidas que sean accesibles a todos los técnicos del CIAGC. Pude haber un total entre 160 y 180 plantas, de las cuales las operativas podrían ser unas 120. Hay plantas clandestinas pero posiblemente menos de 15 al 20%. La salmuera de rechazo suele inyectarse en el terreno dentro de la zona de servidumbre del dominio costero público terrestre, pero también se vierte en el alcantarillado municipal, con cierta connivencia de los Ayuntamientos. Los puntos de vertido están inventariados. Hay un salmueroducto para verter al mar en Ojos de Garza, Telde. Se trata de una tubería de vertido utilizada por varias plantas, como sucede en otras partes de la isla, pero no es una instalación de especial diseño ni es pública.

La producción de agua regenerada enviada al mercado de agua por el CIAGC es bien conocida y transparente. El agua producida cumple lo establecido en cuanto a calidad y en especial en cuanto a salinidad y contenido en nitrato.

El mercado de aguas privadas se adapta a la oferta de agua desalinizada y regenerada.

Lo que sale de las plantas de producción de agua industrial es agua de carácter público, aunque hay productores que la venden a terceros. Tal sucede en Maspalomas–El Inglés, Puerto Rico y Mogán y también es el caso en Las Palmas de Gran Canaria por parte de EMALSA.

Las grandes y pequeñas empresas en relación con el recurso agua están representadas en la Junta General y en la Junta de Gobierno del CIAGC y también los Ayuntamientos, en especial Las Palmas de GC y Telde, pero no las concesionarias de abastecimiento municipal, que están reclamando esta representación.

No existe una política de agua definida y las actuaciones se basan en las ordenanzas que acompañan a los planes hidrológicos. No existe una política definida más allá del programa político de elecciones en cada caso. No existe un documento con objetivos generales y específicos, directrices o criterios de actuación y prioridades globales en materia de aguas en la isla. Las ordenanzas del Plan Hidrológico actualmente están en suspensión preventiva en espera de la aprobación de las nuevas. La norma transitoria que derogó el decreto del anterior plan y sus ordenanzas vencía en octubre de 2015.

En algunos casos se han realizado caducidades de autorizaciones o concesiones, alterando los usos establecidos del suelo y sin respetar los criterios dados por la legislación de aguas y por la de patrimonio. Se ha dado entrada a otros, a veces sin atender a restricciones en cuanto a normativa de protección del suelo rústico o para destinos turísticos o industriales no contemplados en las ordenanzas. No se han clausurado plantas de desalobración.

La competencia que produce el agua desalinizada en cuanto al precio público y a la estabilidad de suministro ha llevado que la explotación de muchos pozos haya cesado (incluso con su abandono), a lo que se suma el coste asociado a los actos vandálicos que sufren las instalaciones cuando no hay vigilancia permanente. El precio público del agua desalinizada es el precio medio del agua en el mercado.

La demanda de agua para riego ha disminuido y se aprecia cierta estabilización actual. Los municipios ahora demandan menos agua subterránea ante la oferta de agua desalinizada. La red de distribución del agua desalinizada se ha ampliado. Actualmente llega a cotas relativamente altas, como es el caso de Teror, Moya y Temisas.

Las aguas subterráneas no están sometidas a ningún impuesto de carácter ambiental. Las tasas que se aplican no se basan en estudios según los fines perseguidos y por lo tanto tienen una componente no racional y condicionantes políticos.

La clásica tenencia del agua por Heredades y la figura de “aguatenientes” ha dado lugar a la de “neoaguatenientes” que se apoyan en actuaciones oportunistas de adquisición selectiva de captaciones de agua y de ventas de

agua. Los intermediarios ('rancheros') ya no juegan el papel de tiempos anteriores. Han cambiado de actividad o han cesado. Las grandes empresas de aguas no realizan el papel de intermediarios. Los municipios ya no van al mercado a negociar el agua que necesitan sino que reciben ofertas de agua.

Conformidad: 28-03-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
12-160217P	17 de febrero de 2016	Oficina de la Comunidad Unión-Norte, SCTF
Entrevistado	Braulio Domínguez (presidente) Sergio Rodríguez (Gerente) Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo-economista Con aportaciones complementarias	
Organismo	Comunidad de Aguas Unión-Norte, Tenerife	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

Los pozos que maneja la Comunidad de Aguas Unión-Norte (UN) están en su mayoría en medianías si bien el nivel puede estar próximo al nivel del mar. No existen problemas de contaminación marina generalizados.

En el caso específico del pozo de Fuente Nueva [http://www.aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/0504311.pdf], en el barranco en el límite entre Santa Úrsula y La Victoria, ha existido un principio de salinización, por lo que desde 2008 no funciona y es vigilado por el CIATF, pero no está clausurado. Hay datos desde 1977. Según el inventario del CIATF se trata de un pozo canario emboquillado a unos 440 m, con 434 m de longitud, que penetra hasta ligeramente por encima del nivel del mar, con dos galerías de 156 m de longitud total, con solera a cota +2 m. Los problemas de incremento de salinidad del agua captada, desde 400 a 900 mg/L Cl, se producen en la galería orientada hacia la costa. Aunque el pozo no esté en operación actualmente, se considera que puede funcionar en emergencias y momentos de escasez de agua por sequías.

El de La Hondura, que está próximo al anterior, se salinizó y el de Cuatro Caminos en La Matanza, que abastece agua al Ayuntamiento, ha tenido salinización. La causa de salinización del área se atribuye a un exceso de extracción del pozo de La Hondura, lo que ha creado un domo ascensional salino extendido que afecta al agua extraída por las captaciones vecinas.

El CIATF obliga a parar los pozos que suponen un riesgo para la calidad del agua. Su nueva operación requiere comprobar que el riesgo no existe mediante un nuevo ensayo de aforo.

Datos del CIATF

Caudales (L/s)										
1973	1979	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2014	Pozo	Suma ramales
0,0	0,0	0,0	3,7	7,4	7,1	7,5	0,0	0,0	434m	146m

Según información proporcionada telefónicamente por el anterior gerente de UN, Juan Manuel Díez de la Fuente, en el pozo La Hondura, en Santa Úrsula, que extraía entre 300 y 400 pipas/h (unos 200 m³/h) destinadas a EMMASA, hacia 1980 se instaló una elevación hasta el Canal del Estado. Era un pozo en el que dejaban notar

las oscilaciones mareales. En determinados momentos y para atender la demanda comprometida, se reperforó hasta por debajo del nivel del mar, en parte mediante catas verticales, y se rebajó el piso de las galerías de fondo. Al producirse un aumento de la salinidad, el pozo acabó precintado. La reprofundización parece que atravesó una capa de fondo de baja permeabilidad, de supuesto mortalón.

En el pozo de Fuente Nueva la calidad es cambiante. Atraviesa una capa de almagre o mortalón con agua colgada y en el fondo hay otra capa de mortalón. Dispone de una galería ligeramente por encima del nivel del mar. El pozo es el colector para el agua drenada por la galería, desde el que se hace el bombeo.

Conformidad: 28-02-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
13–160217P	17 de febrero de 2016	Oficina de la Comunidad Unión–Norte, SCTF
Entrevistado	Luis López de Ayala y Aznar Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo–economista	
Organismo	Pozos Costa Tejina, Tenerife	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

Se trata de pozos costeros destinados a agricultura de plataneras. Comprende los pozos:

- San Ginés–Fañabé, Adeje, [aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/1518602.pdf]¹.
Está fuera de uso. Alimentó una planta desalobrador de OI
- La Coronela, Icod, [aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/1518602.pdf]¹
- El Majuelo, Garachico, [aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/0406627.pdf]²

La explotación de agua subterránea en Costa Tejina, en el SW de Tenerife, se realiza mediante galerías y pozos canarios costeros de unos 20 m de profundidad, equipados con bombas de eje vertical y parte de ellos accionados con grupos electrógenos ya que la conexión a la red eléctrica es costosa. Además se dispone de suministro fijo de agua de canal. Los pozos tienen uso en verano como complemento. En el entorno hay numerosos pozos ilegales, hoy abandonados.

El pozo de San Ginés, electrificados, de 80 m de profundidad, producía agua salobre, con conductividad eléctrica (CE) que creció desde 2,5 a 8 mS/cm. Para tratar el agua, en 1986 se instaló la primera desalobrador de TF para producir 350 m³/d. La salmuera residual se conducía a la costa mediante una conducción de 1 km y se vertía directamente al mar. Ante los problemas surgidos al ejecutar posteriormente playas artificiales, el conducto se substituyó por vertido a un pozo a unos 10 m de la costa que estaba abandonado. La planta operó durante 20 años, a costes de operación crecientes.

Se procedía a regar plataneras con agua de 1,2 mS/cm tomada de los canales locales (Intermedio y Sur), lo que daba baja producción; para mejorar la producción se añadía un 10–20% de agua de la desalobrador para tener una mezcla de 0,8 mS/cm. Hoy se aplica agua de canal con 1,2 mS/cm con un riego más tecnificado. Con menor cantidad de agua y mayor frecuencia de riego se logra que el exceso de salinidad se acumule en la periferia del bulbo de la planta. A los tres años se procede a arrancar las plataneras y tratar el terreno mediante la técnica propia designada como “solarización” <http://www.fao.org/docrep/007/y5031s/y5031s0g.htm>, que tiene ya dos años de experiencia. Consiste en cubrir el terreno con plástico, con lo que se alcanzan altas temperaturas que libran al terreno de parásitos y después se añade agua de buena calidad de los canales Intermedio y Sur, acidulada, con lo que se lixivia el exceso de sales acumuladas. No se emplea H₂SO₄, por los problemas derivados y su difícil manejo, sino HNO₃, que además de menos agresivo y ser dosificable, aporta N aprovechable por las plantas. Se requiere aporte de abonos en cantidad controlada por cuestiones de coste y para no contaminar el acuífero. El cultivo ecológico (sin abonado) sufre falta de N. Se consiguen producciones hasta de 100 t/ha/a.

En el N, en el área costera de Garachico, hacia Icod, se dispone de dos pozos. El de La Coronela, a aproximadamente 1 km de la costa y de 24 m de profundidad, con 600 m de galerías de fondo hacia el interior, en dos ramales que en parte sirven como almacenamiento de agua. Se extrae un caudal de 15–20 m³/h que se elevan 120 m para la distribución. Se tienen problemas de salinidad en estiaje. No hay otros pozos cercanos.

En el Sur de TF (Fañabé, Las Galletas) hay numerosos sondeos ilegales contruidos a rotopercusión. En los hoteles hay numerosas pequeñas desalinizadoras de agua del mar mediante OI. El vertido de la salmuera, al menos en parte, parece hacerse al alcantarillado público; las estaciones de tratamiento de las aguas residuales no funcionan o no lo hacen correctamente. Esto es patente en el propio Puerto de La Cruz, en el Norte.

El coste de desalinización del agua del mar captada en pozos costeros, sin incluir amortización, es de 0,60 €/m³. Tal es el caso del pozo de Las Monjas.

La prolongación hipotética de la vigencia de los actuales derechos de agua subterráneas privadas, que legalmente deben convertirse en concesiones a partir de 2043, no es claro que sea atractivo ya que las nuevas generaciones no tienen el interés que tenían sus predecesores y la Bolsa de Aguas ha decaído notoriamente. La Ley de Heredamientos de Agua, de 1956, que se aplica a las transmisiones patrimoniales de las Comunidades de Agua, alienta a realizar inversiones, pero es frecuentemente olvidada y evitada. Su mayor aplicación ayudaría al interés privado.

En la actualidad, las inversiones en galerías y pozos son complicadas y la Ley de Seguridad Minera es un notable freno por las numerosas trabas que introduce su aplicación, aunque sean lógicas. Posiblemente haya muchos propietarios actuales que prefieran pasar al régimen concesional y pagar el canon (si se hiciera como en la actualidad, que no se cobra), pasando las responsabilidades infraestructurales a la Administración Pública. Actualmente hay una clara paralización de inversiones privadas. Se considera que el control que realiza el CIATF es excesivo y que BALTEN actúa inadecuadamente ya que el agua regulada que recibe de buena calidad (por ejemplo de 1 mS/cm) la suele devolver con exceso de salinidad (por ejemplo de 2,5 mS/cm) y por tanto con utilidad mermada.

La Junta General del CIATF, con 45 asientos, en la práctica no sirve ni para la contratación ni para la gestión.

Conformidad: 28-02-16

¹ Datos del CIATF

Caudales (L/s)									Longitud 2014 (m)	
1973	1979	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2014	Gal, princ	Suma ramales
8,9	0,2	3,2	4,1	2,4	2,3	4,4	4,1	0,0	22,0	640,0

Fecha análisis	Conductividad (µS/cm)	pH	Carbonatos (mg/L)	Bicarb. (mg/L)	Cloruro (mg/L)	Sodio (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fluor (mg/L)
17/11/2011	1.170	7,4	0	644	62	124	2	0,4
06/04/1992	1.250	7,2	0	553	58	192	37	1,0

² Datos del CIATF

Caudales (L/s)									Longitud 2014 (m)	
1973	1979	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2014	Gal, princ	Suma ramales
0,0	1,0	3,0	2,6	2,2	1,6	0,7	0,7	0,1	23,0	137,0

Fecha análisis	Conductividad (µS/cm)	pH	Carbonatos (mg/L)	Bicarb. (mg/L)	Cloruro (mg/L)	Sodio (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fluor (mg/L)
23/04/2014	990	8,0		300	55	128	66	0,8
01/04/1992	873	7,7	0	222	49	124	92	0,9

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
14–160217P	17 de febrero de 2016	Oficinas de ASAGA, SCTF
Entrevistado	Hernán Tejera, Secretario General de ASAGA Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo–economista	
Organismo	ASAGA	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

Con carácter general, ha habido y hay problemas de salinización de suelos regados con pozos costeros. El CIATF ha sido anteriormente tolerante (receptivo) a las mezclas de aguas para regadío, pero el actual Plan Hidrológico de TF no es favorable, aunque actualmente se autorizan ante la actual sequía y altas temperaturas, que producen mayor demanda de agua agrícola y por lo tanto mayor extracción de los pozos.

Hay algunos pozos costeros que han terminado salinizándose. No obstante, en 2012, por ejemplo en área de Tejina–Valle Guerra (proximidades de El Pris), los pozos se usaron para no perder los cultivos, a pesar de la deficiente calidad del agua captada. En esas áreas, en las que predominaban la flor cortada y las plantas ornamentales, la primera perdió sus destinos de exportación al ser substituidas por las procedentes de China y centro–sur América, mucho más baratas. Sin embargo, se sigue exportando planta ornamental, entre la que se ha producido un cambio de variedades en relación con el pasado.

En el área de La Laguna–Valle Guerra la salinidad afecta a la producción de flor cortada, aunque actualmente la producción ha quedado reducida a la esterlizia (se produce en temporada diferente a la de otra procedencia; se ha abandonado la producción de rosas), y a la producción de planta ornamental viva, cuyo cultivo está en expansión y regulada por ASOCAN. En la economía de las plantas ornamentales lo que más pesa es el transporte.

El pozo Las Flores–Luis Losada, que dispuso de una planta desalobrador de OI, ya no está en explotación. Otros pozos algo afectados por la salinidad son los de Juan Fuertes y otro en Bajamar que se destinaba a abastecimiento. Los agricultores de Tejina–Valle Guerra no usan agua de producción industrial.

La agricultura tiene un nuevo impulso en productos de consumo interior con formatos adecuados, menos restrictivos en cuanto a la salinidad del agua, que ocupan superficies agrícolas que habían sido abandonadas y que suministran a los mercados de las grandes superficies comerciales (caso de la finca Puntagorda). Hay buenas perspectivas de producción de frutos tropicales, como el aguacate (el de producción local tiene alto contenido graso que lo hace atractivo, aunque requiere 6–8 años para entrar en producción), el mango y la papaya a altitudes entre 200 y 500 m. El cultivo del aguacate demanda agua con CE que no supere 1,2 a 1,5 mS/cm y el mango y papaya menos de 2,5 mS/cm. Las dotaciones de agua son menores o cercanas a las del plátano.

En el Valle de Güimar no hay problemas importantes de salinización por agua del mar sino de cantidad de agua disponible. En las zonas bajas se cultivan fresas, que requieren buena calidad del agua.

La actividad agraria se mantiene a nivel general, aunque puede haber disminuido localmente en algunas zonas del NE, pero con cierto aumento en otras. Con la actual crisis económica se han recuperado algunas pequeñas superficies en medianías para cultivo, en general de secano pero también de regadío, destinadas a autoconsumo.

El agua suministrada por BALTEN, además de su alto coste y alta CE, en general entre 2,5 y 3 mS/cm y no menos de 1,5 mS/cm, dificulta su uso para el cultivo del plátano si no es desalobrada y requiere aplicarla en otros cultivos, como el pepino. El tomate ha sido casi abandonado por la difícil competencia en mercados exteriores.

En el uso de las aguas residuales urbanas regeneradas en la agricultura, que se consideran excesivamente caras, el aporte de N no es generalmente contabilizado. El principal interés de sus uso es, al igual que el de las aguas desalinizadas, liberar aguas blancas que se destinan al abasto humano, con lo que se pretende que los precios del agua para la agricultura desciendan. Las aguas regeneradas no se consideran una solución para la agricultura, salvo en situaciones no comunes.

Las redes de suministro de agua agrícola de BALTEN tienen sentido para abastecer a la agricultura destinada a la demanda de las grandes superficies comerciales y como apoyo al secano, pero con calidad compatible con los suelos en los que se aplican regularmente u ocasionalmente. El cultivo en sorriba es el más tolerante a la salinidad.

Conformidad: 28-02-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
15–160217P	17 de febrero de 2016	Hotel Barceló, Las Caletillas
Entrevistado	Dionisio Rocha (anterior Presidente) Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo–economista y del actual Presidente	
Organismo	Comunidad de Regantes de Las Galletas	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

La Comunidad de Aguas de Las Galletas en el W de TF, para el riego de plataneras se abastece del canal de aguas regeneradas de BALTEN y disponen de una desalinizadora de OI de agua marina para disponer de agua de menor salinidad que la del canal.

El coste de producción del agua de mar desalinizada en la planta de OI es de 0,73 €/m³, que incluye la operación, mantenimiento, reposición, pero no la amortización de una hipoteca a 15 años. Para la instalación de la planta se concedieron subvenciones por valor de 5,2 M€. El programa de reposición es para mantener la planta permanentemente actualizada, incluso en lo referente a la obra civil. La captación de agua marina se hace en dos pozos costeros de 65 m de profundidad a unos 100 m del litoral. El vertido de la salmuera se realiza en un pozo próximo a la costa para que la salida al mar sea difusa y así no perjudicar a la pesca local. Se decidió hacerlo así a pesar de tener autorización de vertido directo a la costa. Dicho vertido al pozo costero su ha hecho durante 11 años, sin que haya afectado seriamente a la captación de agua para desalinizar, la cual está a unos 30 m de distancia. La salinidad inicial de captación de 39 mS/cm ha ascendido hasta 53 mS/cm. Se utilizan 1000 m³/d para producir 4000 m³/d.

La utilización del agua regenerada disponible hace disminuir la producción de plátano en 6 a 7 t/ha/año a causa de la elevada salinidad (CE 1,3 a 1,4 mS/cm), respecto a una productividad normal de 55–65 t/ha/año. Este agua se suministra a un precio de 0,56 €/m³. El agua desalinizada tiene 0,4 mS/cm. Se aplican 2/3 de agua regenerada y 1/3 de agua desalinizada, no mezclada sino sucesivamente (acumulación de salinidad y después lavado), especialmente en verano. El agua blanca (de galerías y pozos de la zona) tiene alrededor de 1,2 mS/cm, pH = 8,6, y su precio es 0,60 €/m³. La disponibilidad de agua marina desalinizada ha permitido continuar con el cultivo de la platanera y compensa el alto pH del agua blanca por ahorro de ácido y poder fertirrigar con menos abono, pero sobre todo con la mejora de la conductividad eléctrica del suelo.

La utilización del acuífero es un freno a la subida de precios del agua suministrada por BALTEN. Se ha intentado hacer según el IPC, añadiendo el incentivo de lograr una mejora de la calidad del agua suministrada. El agua que llega a la balsa de San Lorenzo tiene actualmente 2,5 mS/cm, de la que 1/3 se trata para suministrar agua a la agricultura de 1,2 a 1,3 mS/cm, aunque no es del todo estable ya que en época de lluvia puede disminuir y en la época estival puede superar 1600 mS/cm. Es debido a que en verano hay más escasez, tanto por que se utiliza más agua, duplicando la demanda de la temporada invernal, como por que Santa Cruz de Tenerife, lugar de donde viene la gran mayoría del agua, aporta menos cantidad por el descanso veraniego de parte de sus habitantes. Se pueden producir picos de salinidad cuando se descarga el agua marina de las piscinas de algunos hoteles a la red de alcantarillado.

Con referencia a la zona W de TF, las Cooperativas se abastecían con pozos de >400 m de profundidad, pero se fueron salinizando, algunos hace más de 40 años, para llegar a 4–5 mS/cm, y hoy ya no funcionan. Así, actualmente no hay explotación de aguas subterráneas costeras. Existe un pozo de muestreo del CIATF en las dependencias de la Comunidad de Regantes de Las Galletas.

Los precios públicos para el agua regenerada con desalobración por ED de BALTEN parecen poco justificables. A partir de la planta de tratamiento previa al vertido al mar se pueden estimar los siguientes costes: elevación 0,06 €/m³, desalobración de 1/3 del caudal 0,14–0,15 €/m³, más las pérdidas de retorno. El agua suministrada tiene una calidad distinta al agua blanca en cuanto al índice SAR, exceso de Cu, restos hospitalarios y farmacéuticos y detergentes.

Conformidad: 27–02–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
16–160218C	18 de febrero de 2016	Consejo Insular de Agua de Tenerife, SCTF
Entrevistado	Isabel Farrugia de la Rosa, jefe Dpto. Recursos Subterráneos Con la presencia inicial de Javier Davara, Gerente Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo–economista	
Organismo	Consejo Insular de Aguas de Tenerife	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

Según el Art. 255 del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrológica de Tenerife (PHDHTF), todos los propietarios de pozos y galerías inscritos deben comunicar anualmente el volumen de agua extraído. Los titulares de aguas privadas o temporalmente privadas tienen derecho a aprovechar las aguas alumbradas y las que alumbren, en el supuesto de obras autorizadas y no ejecutadas. Ese aprovechamiento, en la mayor parte de los casos, genera un descenso de nivel, especialmente en las galerías y pozos emboquillados a cotas altas. En la franja costera, las variaciones de nivel son menos importantes en la actualidad y además se dispone de datos de contraste para saber cuál era la situación real antes de la entrada en vigor de la Ley 12/1990. Por eso, en la franja costera lo que se valora y controla es sobre todo si se está produciendo un aumento de la salinidad por intrusión de agua de mar y puede dar lugar a restricciones en el aprovechamiento. Los datos anuales se ponen a disposición pública en la web del CIATF cada dos años.

Hay una red de control cuantitativo y otra química. La primera se controla como mínimo una vez al año y la segunda cada tres años, como se describe con detalle en el PHDHTF. Los datos se han publicado en el propio Plan, pero no están en la web. Figura la información actual y la de partida. Se puede acceder a la información completa, incluyendo los análisis químicos, mediante petición razonada. Se suministra gratuitamente a organismos públicos y para la realización de estudios.

La actuación del CIATF es preferentemente convenciendo al usuario a través de su personal técnico en contacto con el director facultativo de las explotaciones de agua subterránea. El expediente sancionador se limita al último recurso. Se abren pocos expedientes sancionadores y cuando se hace es comúnmente por falta de contador de agua o por no tenerlo en regla. Las pruebas de aforo las realiza el titular y el CIATF está presente para realizar las oportunas comprobaciones. El principal problema de los sondeos de extracción es la frecuente falta de tubo para la medida de nivel, ya que es difícil de instalar y se ha de aprovechar la oportunidad de una reparación de la bomba. El número de procesos contenciosos administrativos es de unos pocos; en el momento actual son tres, 2 resueltos y 1 en el juzgado.

En la vertiente sur de la Isla no hay en la actualidad pozos de captación de aguas subterráneas dulces en explotación por debajo de los 300 m snmm. Los hubo en el pasado, pero la salinización del acuífero costero ha provocado su abandono, muchos de ellos desde hace más de 25 años. El PHDHTF no dice nada respecto de que no se puedan perforar nuevos pozos en esa franja por motivos de protección del acuífero costero o similar. El PHDHTF señala, con carácter general (art 241), que no se otorgarán nuevas concesiones de aprovechamiento salvo en los casos que determina el propio Plan. No hay un criterio de distancia. Los pozos a mayor cota no tienen efectos de salinización marina, aún en los ma-

teriales muy permeables recientes.

Para que se autorice una captación de agua salina subterránea para una desalinizadora o desalobrador el aprovechamiento debe estar inscrito en el Registro de Aguas y el contenido en cloruros de las aguas alumbradas debe ser superior al límite fijado en el PHDHTF para el sector en el que se localiza el pozo. El valor aplicado es más de 600 mg/L de Cl y deriva de estudios agronómicos locales. Para desalobración funcionan los pozos Acevedo, pozo Ajano y Pozo Era del Llano, con CE respectivas de 3250, 5270 y 4940 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y Cl respectivos de 765, 1472 y 1337CE mg/L. Estos pozos están en el área de Guía de Isora, que es deficitaria en agua, aunque ahora ya dispone de agua desalinizada y regenerada. En Las Galletas la desalinización es de agua del mar para agricultura a cambio de la renuncia a usar aguas subterráneas blancas (de pozos y galerías).

En el N de TF no hay actualmente problemas de salinización marina de las aguas subterráneas, excepto algunos en el Valle de la Orotava. El pozo Las Monjas, de Buenavista, está parado. Normalmente el agua subterránea tiene 150–200 mg/L Cl y se mantiene bien entre las cotas 350–500 m. Los titulares de aguas aprueban la actual normativa.

La mayor salinización registrada en la de un pozo en el SW, de 600 m de profundidad, en el que se alcanzaron 12 mS/cm y 3000 mg/L Cl.

Para la inscripción de los pozos en el Registro de Aguas se requiere un aforo. En todos los pozos costeros se logra una estabilización de niveles en el entorno del nivel del mar (dentro del intervalo de fluctuación mareal); puede resultar más complejo que se establezca el contenido en cloruros. Se inscriben si no se produce salinización.

A la entrada en vigor de la Ley 12/1990, conforme al régimen transitorio de la Ley, los titulares de aprovechamientos debían optar por anotarse en el catálogo como titulares de aguas privadas o bien por inscribirse en el registro como titulares de aguas temporalmente privadas. En el caso de Tenerife nadie solicitó expresamente que se le anotara en el Catálogo. Por ello el CIATF anotó de oficio en el Catálogo, en base a los datos disponibles, a todos aquellos titulares que no solicitaron la inscripción en el Registro de Aguas.

El número de pozos no inscritos se estima inferior al 10% del número de pozos en explotación. En parte son pozos con expediente aún en trámite, en la mayoría de los casos por no haber aportado el peticionario la documentación que se le requiere (problemas de acreditación de transferencia de la titularidad, imposibilidad de realizar aforos reglamentarios por no tener tubo de control, obras excedidas no comprobadas, etc.).

Las situaciones atípicas más comunes son la existencia de obras clandestinas, malas ejecuciones y no poder medir el nivel del agua.

Cuando en un pozo costero el contenido en Cl ha aumentado, se obliga al propietario a reducir el caudal hasta que la salinidad sea de menos de 600 mg/L. Si no se consigue, se procede a su paralización o clausura.

El primer plan hidrológico de TF es de 1996, publicado en 1997 y vigente hasta mayo de 2015. El plan hidrológico del primer ciclo de planificación europea 2009–2015 se ha aprobado en 2015, casi simultáneamente al inicio del segundo ciclo de planificación 2015–2021, sin que esté aún aprobado el texto correspondiente.

Conformidad: 07–02–17

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
17–160218P	18 de febrero de 2016	correspondencia
Entrevistado	por correspondencia Javier López–Cepero Jiménez. Director Técnico de COPLACA Miguel Juan Rodríguez Serrano, agente de extensión agraria Jairo Martín Mesa, presidente de la comunidad Con el apoyo de: Luis O. Puga de Miguel, hidrogeólogo–economista	
Organismo	Cooperativa del Plátano Canario Valle de San Lorenzo y de Arona Comunidad del Pozo Costa Tejina, Tejina de Isora, Guía de Isora	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Tenerife	

Comentarios

Javier López–Cepero Jiménez. Director Técnico de COPLACA, Cooperativa del Plátano Canario, con apoyo de Miguel Juan Rodríguez Serrano, agente de extensión agraria del Valle de San Lorenzo y de Arona:

Coste del agua desalinizada: 0,85 €/m³

El agricultor paga 0,92 €/m³ para incluir amortización y capitalización

Hay 101 usuarios, todos cultivadores de plataneras, con un uso de 12000 m³/ha/año de los que el 20–30% es agua desalinizada.

Jairo Martín Mesa, presidente de la comunidad del Pozo Costa Tejina, Tejina de Isora, en el Término Municipal de Guía de Isora:

El pozo está situado en el barranco de Guaria a cota 305 m. Llegó a producir más de 250 m³/h pero actualmente sólo produce 54 m³/h.

[aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/1115605.pdf]

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
18-160217C	17 de febrero de 2016	AT Hidrotecnia S.L, LPGC
Entrevistado	Diana Rodríguez Suárez Con el apoyo de: María del Carmen Cabrera Santana, ULPGC	
Organismo	ATHidrotecnia, LPGC	
Temática	Salinidad de los acuíferos costeros de Fuerteventura y Gran Canaria	

Comentarios

En Fuerteventura el agua disponible es de desalinización de agua de mar, salvo caudales pequeños en el interior de la isla. La alimentación de las plantas desalinizadoras de OI se hace mediante pozos o cántaras de captación en el litoral, siempre que es posible. El nuevo Plan Hidrológico exige que estos pozos estén a menos de 500 m del litoral y que la parte superior esté aislada para no detraer agua insular.

No hay inventario de los pozos someros de FV. La mayoría de ellos carecen de expediente administrativo. Se trata de pozos de agua naturalmente salobre para usos de subsistencia, contruidos manualmente o a roto-percusión (la mayoría por la empresa Anibal). Muchos disponen de una planta de desalobración.

Para las salmueras hay una red de evacuación de la Consejería de Agricultura del Cabildo Insular, pero no se mantiene y hay pérdidas en cauces. Muchos de los rechazos de las plantas desalobradoras no son realmente salmueras sino aguas salinas, con salinidades inferiores al agua de mar.

No hay constancia de intrusión marina, aunque se tienen indicios en Gran Tarajal, que vienen de antiguo. No se dispone de datos exhaustivos de calidad del agua subterránea.

El personal técnico del Consejo Insular de Aguas se reduce a tres personas.

El Cabildo Insular proporciona agua desalinizada subvencionada para riego en las áreas interiores, que son económicamente débiles.

Hay áreas sin servicio público de agua y los hoteles se autoabastecen con sus propias desalinizadoras de agua marina, en especial en Jandía y Costa Calma.

En Gran Canaria, uno de problemas evidentes de salinización de los acuíferos costeros está en Arguineguín, en el SW. Afectan a pozos de Aguas de Arguineguín, que están bastante alejados de la costa.

La salinización en el SE está aproximadamente estable y se abastece con agua desalinizada, incluyendo algunas grandes explotaciones agrícolas.

En el área de Gáldar-Guía se recurre a la desalinización; el vertido de la salmuera en la costa norte se hace directamente al mar en la costa dada la dilución proveniente de la agitación del mar. En otros lugares las salmueras se vierten en emisarios municipales o van a parar al alcantarillado. Mientras el Cabildo Insular de Gran Canaria es competente en aguas a través del Consejo Insular de Aguas, no lo es en cuanto al vertido al mar, cuyo

control corresponde a la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. Las plantas de desalinización de agua marina pueden tomar el agua mediante pozos o cántaras o directamente del mar. El agua desalinizada llega a impulsarse hasta cotas superiores a 800 m.

Conformidad: 22-02-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
19-160413C	13 de abril de 2016	Ayuntamiento Santanyí
Entrevistado	Llorenç Sebastià Galmés Verger, Batlle de Santanyí María de C. Pons Montserrat, Regidora del Ajuntament de Santanyí Miquel Lliteras Reche, Gest Ambiental, en apoyo al Ajuntament de Santanyí Acompañado por Margalida Comas Colom (Jefe Servicio de Estudios y Planificación, DGRH)	
Organismo	Ayuntamiento Santanyí	
Temática	Problemas en el Municipio	

Comentarios

En el municipio hay 11.636 residentes permanentes según el censo de 2014, que en época estival se convierten en unos 50.000. Esto es un serio problema para el abastecimiento y ciclo integral del agua. El suministro de agua está a cargo de diversas empresas concesionarias, 4 de tamaño mediano y las otras 5 pequeñas. Las respectivas redes son independientes, con lo que las averías que se produzcan no son solucionables por interconexión. Es un problema que viene de épocas precedentes y que se va a abordar. Una aportación de agua externa por parte del Gobierno Balear forzaría las interconexiones. La incorporación de los pequeños suministradores plantea algunos problemas y posiblemente se requerirá que previamente se establezcan acuerdos entre ellos. Existe una mesa de reunión de responsables que actúa como un frente común entre Ayuntamiento, DG de Recursos Hídricos y DG de la Salud. La búsqueda de soluciones requiere un cierto liderazgo.

La totalidad del suministro de agua es de origen subterráneo, procedente de 4 masas de agua. No todos los pozos que se usan para abastecimiento tienen concesión y autorización para ese uso. Algunos la tienen para regadío.

Los mayores problemas se centran en la parte de mayor concentración hotelera y de servicios turísticos de Cala d'Or. Podría ser complementariamente abastecida por pozos desde el Municipio vecino de Manacor.

Para estudiar y analizar los problemas de agua en el término municipal, el Ayuntamiento de Santanyí ha contratado a la empresa Gest Ambiental para elaborar un plan de acción a corto, medio y largo plazo. Un informe ya está disponible.

Se tiene un deterioro progresivo de la calidad del agua desde hace varias décadas, por aumento de la salinidad y del contenido en nitratos. Se necesita aumentar el conocimiento para la búsqueda de soluciones, al menos para estabilizar la situación y en lo posible hacer mejoras. Se trata también de encontrar fuentes de agua alternativa, que no existen ni el municipio ni en los municipios vecinos. Una solución es la desalinización en el término municipal o la conexión a la red de agua en alta de Mallorca que gestiona Abaqua.

Una estricta intervención administrativa que lleve a restricciones en el suministro, reduzca las extracciones o no permita ampliar las disponibilidades, puede frenar nuevas construcciones y paralizar el crecimiento turístico previsto, en especial en Cala d'Or.

El estado actual de mala calidad del agua suministrada lleva a que el agua de consumo humano sea embotellada. Esto supone un gasto familiar no despreciable, aparte de la problemática de eliminación de envases. Por otro lado, la alta salinidad acorta seriamente la vida de los electrodomésticos y conducciones domiciliarias y aumenta la frecuencia de averías. Este es un aspecto importante que es sentido por la población.

Según encuestas realizadas en el vecino municipio de Manacor, la población aceptaría un aumento de las tarifas del agua si va acompañada de una mejora de calidad que evite los problemas antes mencionados.

Algunos usos domiciliarios y hoteleros incorporan reducciones de salinidad mediante pequeñas instalaciones de ósmosis inversa, pero es caro, aumenta la demanda de agua por la relativamente baja recuperación. El rechazo se adiciona a las aguas residuales producidas o es devuelto al acuífero, agravando así la actual situación de salinización.

La red de saneamiento no recoge más que una parte del agua usada. El afluente del tratamiento se evacua en pozos de infiltración, sin vertido superficial. El medio receptor es el propio acuífero utilizado para extraer agua. Hay 2 plantas de tratamiento de aguas residuales construidas respectivamente en los años 1992 (Cala d'Or, caudal de 10.500 m³/día) y 2000 (Santanyí, caudal de 3.000 m³/día), pero no funcionan por falta de conducciones. Existen núcleos de población no conectadas a ellas (S'Alqueria Blanca i Es Llombards). La operación es responsabilidad de Abaqua, empresa pública del Gobierno Balear. No hay campos de golf en el municipio, aunque sí que los hay en el vecino municipio de Falanix, en el que hay problemas de salinidad y exceso de nitratos en el agua.

No hay plantas desalobradoras identificadas, pero pueden existir en algunos grandes hoteles.

El abastecimiento clásico domiciliario era la captación de agua de lluvia en cisternas ('cistanys, calamuses'), que se mantenían cuidadosamente. Aún subsisten en viviendas antiguas, pero es algo que no existe en las nuevas. Muchas viviendas disponen de jardines.

La operación de los sistemas de abastecimiento, además de la estacionalidad, tiene problemas debidos a las notables puntas diurnas, por ejemplo en verano en el momento de retorno de la playa por empleo de duchas durante un corto periodo de tiempo.

No hay quejas de los turistas por problemas de cantidad y calidad del agua suministrada. En general desconocen estos aspectos. Los establecimientos hoteleros solucionan la falta de calidad del agua de la red de suministro con agua embotellada para la bebida y cocinado. Hay movimientos vecinales que demandan soluciones a la actual situación y mejoras en la calidad del suministro, en especial en lo relativo a la salinidad.

El agua distribuida se mide con contador. La facturación media de agua es de 700 L/hab/día, muy superior a la media balear de 210 L/hab/día. Se estiman unas pérdidas en red del orden de 20%. Hay frecuentes rupturas de conducciones.

El número de piscinas es elevado. Casi cada nueva vivienda tiene una.

El usuario paga por agua suministrada del orden de 0,40 €/m³.

Conformidad: 25-04-16 por Miquel Llitas

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
20-160413C	13 de abril de 2016	Hotel Saratoga, Palma de Mallorca
Entrevistado	Alfredo Barón Concepción González	
Organismo	Ex-Dirección General Recursos Hídricos	
Temática	Problemática general balear	

Comentarios

En el municipio hay 11.636 residentes permanentes según el censo de 2014, que en época estival se convierten en unos 50.000. Esto es un serio problema para el abastecimiento y ciclo integral del agua. El suministro de agua está a cargo de diversas empresas concesionarias, 4 de tamaño mediano y las otras 5 pequeñas. Las respectivas redes son independientes, con lo que las averías que se produzcan no son solucionables por interconexión. Es un problema que viene de épocas precedentes y que se va a abordar. Una aportación de agua externa por parte del Gobierno Balear forzaría las interconexiones. La incorporación de los pequeños suministradores plantea algunos problemas y posiblemente se requerirá que previamente se establezcan acuerdos entre ellos. Existe una mesa de reunión de responsables que actúa como un frente común entre Ayuntamiento, DG de Recursos Hídricos y DG de la Salut. La búsqueda de soluciones requiere un cierto liderazgo.

La totalidad del suministro de agua es de origen subterráneo, procedente de 4 masas de agua. No todos los pozos que se usan para abastecimiento tienen concesión y autorización para ese uso. Algunos la tienen para regadío.

Los mayores problemas se centran en la parte de mayor concentración hotelera y de servicios turísticos de Cala d'Or. Podría ser complementariamente abastecida por pozos desde el Municipio vecino de Manacor.

Para estudiar y analizar los problemas de agua en el término municipal, el Ayuntamiento de Santanyí ha contratado a la empresa Gest Ambiental para elaborar un plan de acción a corto, medio y largo plazo. Un informe ya está disponible.

Se tiene un deterioro progresivo de la calidad del agua desde hace varias décadas, por aumento de la salinidad y del contenido en nitratos. Se necesita aumentar el conocimiento para la búsqueda de soluciones, al menos para estabilizar de situación y en lo posible hacer mejoras. Se trata también de encontrar fuentes de agua alternativa, que no existen ni el municipio ni en los municipios vecinos. Una solución es la desalinización en el término municipal o la conexión a la red de agua en alta de Mallorca que gestiona Abaqua.

Una estricta intervención administrativa que lleve a restricciones en el suministro, reduzca las extracciones o no permita ampliar las disponibilidades, puede frenar nuevas construcciones y paralizar el crecimiento turístico previsto, en especial en Cala d'Or.

El estado actual de mala calidad del agua suministrada lleva a que el agua de consumo humano sea embotellada. Esto supone un gasto familiar no despreciable, aparte de la problemática de eliminación de envases. Por otro lado, la alta salinidad acorta seriamente la vida de los electrodomésticos y conducciones domiciliarias y

aumenta la frecuencia de averías. Este es un aspecto importante que es sentido por la población.

Según encuestas realizadas en el vecino municipio de Manacor, la población aceptaría un aumento de las tarifas del agua si va acompañada de una mejora de calidad que evite los problemas antes mencionados.

Algunos usos domiciliarios y hoteleros incorporan reducciones de salinidad mediante pequeñas instalaciones de osmosis inversa, pero es caro, aumenta la demanda de agua por la relativamente baja recuperación. El rechazo se adiciona a las aguas residuales producidas o es devuelto al acuífero, agravando así la actual situación de salinización.

La red de saneamiento no recoge más que una parte del agua usada. El afluente del tratamiento se evacua en pozos de infiltración, sin vertido superficial. El medio receptor es el propio acuífero utilizado para extraer agua. Hay 2 plantas de tratamiento de aguas residuales construidas respectivamente en los años 1992 (Cala d'Or, caudal de 10.500 m³/día) y 2000 (Santanyí, caudal de 3.000 m³/día), pero no funcionan por falta de conducciones. Existen núcleos de población no conectadas a ellas (S'Alqueria Blanca i Es Llombards). La operación es responsabilidad de Abaqua, empresa pública del Gobierno Balear. No hay campos de golf en el municipio, aunque sí que los hay en el vecino municipio de Falanix, en el que hay problemas de salinidad y exceso de nitratos en el agua.

No hay plantas desalobradoras identificadas, pero pueden existir en algunos grandes hoteles.

El abastecimiento clásico domiciliario era la captación de agua de lluvia en cisternas ('cistanys, calamuses'), que se mantenían cuidadosamente. Aún subsisten en viviendas antiguas, pero es algo que no existe en las nuevas. Muchas viviendas disponen de jardines.

La operación de los sistemas de abastecimiento, además de la estacionalidad, tiene problemas debidos a las notables puntas diurnas, por ejemplo en verano en el momento de retorno de la playa por empleo de duchas durante un corto periodo de tiempo.

No hay quejas de los turistas por problemas de cantidad y calidad del agua suministrada. En general desconocen estos aspectos. Los establecimientos hoteleros solucionan la falta de calidad del agua de la red de suministro con agua embotellada para la bebida y cocinado. Hay movimientos vecinales que demandan soluciones a la actual situación y mejoras en la calidad del suministro, en especial en lo relativo a la salinidad.

El agua distribuida se mide con contador. La facturación media de agua es de 700 L/hab/día, muy superior a la media balear de 210 L/hab/día. Se estiman unas pérdidas en red del orden de 20%. Hay frecuentes rupturas de conducciones.

El número de piscinas es elevado. Casi cada nueva vivienda tiene una.

El usuario paga por agua suministrada del orden de 0,40 €/m³.

Conformidad: 25-04-16 por Miquel Lliteras

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
21–160414C	14 de abril de 2016	DGRH
Entrevistado	Joana M ^a Garau (Directora General Recursos Hídricos) Margalida Comas (Jefe del Servicio de Estudios y Planificación)	
Organismo	Direcció General de Recursos Hídrics (DGRH)	
Temática	Situación general en Baleares	

Comentarios

En Baleares se usan 243 hm³/a de agua, de los cuales 120 hm³/a son para abastecimiento y 66 hm³/a para riego agrícola. 45 hm³/a son de procedencia subterránea. La agricultura supone del orden del 2% del sector económico primario.

Se dispone de buena capacidad de desalinización pública, pero su utilización es pequeña y algunas plantas están paradas o no han entrado en funcionamiento. La población es de poco más de 1 millón de habitantes. El número de turistas anual alcanza los 12 millones. Eso supone serios problemas para el abastecimiento de agua, con un coste económico y social, que en parte es soportado por los ciudadanos. En Santanyí la población estival se triplica y en algunos municipios ibicencos puede duplicarse y crear problemas que se acercan al de desabastecimiento en el caso de Sant Josep, aunque es principalmente por falta de gestión.

Hasta hace poco, las tarifas del agua eran precios públicos fijados por la Comisión de Precios, a petición de los Ayuntamientos. Dichos precios deben ser respetados por los concesionarios de los servicios de abastecimiento. La responsabilidad es municipal. Actualmente, la mayor parte de los Ayuntamientos fijan tasas, de forma que ya no pasan por la Comisión de Precios. En cualquier caso, el precio final lo aprueba el Ayuntamiento respectivo. En general son muy reacios a subirlo para mejorar gestión y recuperar costes, con lo que hay problemas de reposición y mantenimiento preventivo. Así, las redes de distribución de agua están en general en mal estado, con un promedio de 27% de pérdidas, que pueden llegar al 30–40% en Santanyí y 60% en Sant Josep (Ibiza). También las pérdidas en red son altas en Inca.

De acuerdo con el análisis económico y de recuperación de costes, en la demarcación hidrográfica de las Illes Balears, Abaqua, la empresa pública del agua del Gobierno Balear, recuperaba en 2007 del orden del 80% de los costes del agua distribuida en alta, frente al 97% de recuperación de los costes de los operadores privados. La recuperación pública es del 60% para la gestión de aguas residuales.

La desalinización de agua marina captada mediante obras en el terreno litoral (cántaras) se inició en 1997–2000. La capacidad ha quedado corta debido a un incremento desde entonces del 36% de la población residente y el 40% del turismo. Se espera que en este próximo verano haya un nuevo incremento del 20% en el número de turistas en cuanto a ocupación de hoteles y de alquileres turísticos. La tecnología de membranas de desalinización que se empleó era la de fibras huecas de nylon. Siguen operativas tras más de 10 años de uso y con suficiente rechazo del B. Ya no se fabrican. La tendencia es a que las nuevas membranas sean espirales, que son más caras, de menor vida útil y mantenimiento más complicado. El cambio de membranas de la planta de Bahía de Palma puede suponer un gasto de 18 M€. Andratx acaba de poner en marcha una planta construida en 2010. Las plantas de Ciutadella y Santa Eulària siguen sin operar por falta de conexión con las redes de abastecimiento municipales.

La distribución del agua desalinizada es muy costosa. Para hacer llegar la red en alta a Manacor, donde existe un notable problema de salinización del acuífero, se requiere una inversión de unos 20 M€ (~400.000 €/km). Allí se paga el agua a 0,40 €/m³; el alcalde no quiere aumentar la tarifa.

La falta de cultura del agua parte de hecho de que la factura del agua es poco transparente y además no es una carga doméstica importante, del orden de 50 € cada 2 meses. La parte más importante corresponde al canon de saneamiento que recaudan los Ayuntamientos con la factura del agua. El precio del agua potable depende mucho del municipio. En el caso concreto de Manacor, una familia con un consumo de 10 m³ mensuales pagaría del orden de 1,5 €/mes. Si llegara agua desalinizada el precio sería del orden de 4 €/mes. Los turistas ni conocen el problema del agua ni se les explica.

Hay poco asociacionismo de usuarios, aunque la situación está cambiando (por ejemplo la Alianza por el Agua en Eivissa). Al ser administración, local los Consejos Insulares no tienen competencias. Tanto en Menorca como en Ibiza los usuarios quieren la involucración de su Consell Insular y estos están reclamando las competencias correspondientes al Govern Balear.

Hay falta de comunicación y sensibilización en torno al agua. Hasta el año 2011 hubo un programa de formación destinado a escuelas, que se ha dejado de hacer por falta de medios. Actualmente se vuelve a impulsar la formación en este sentido con ayudas y con la integración de charlas y conferencias al respecto en las actuaciones de educación ambiental.

Conformidad: 26-04-2016

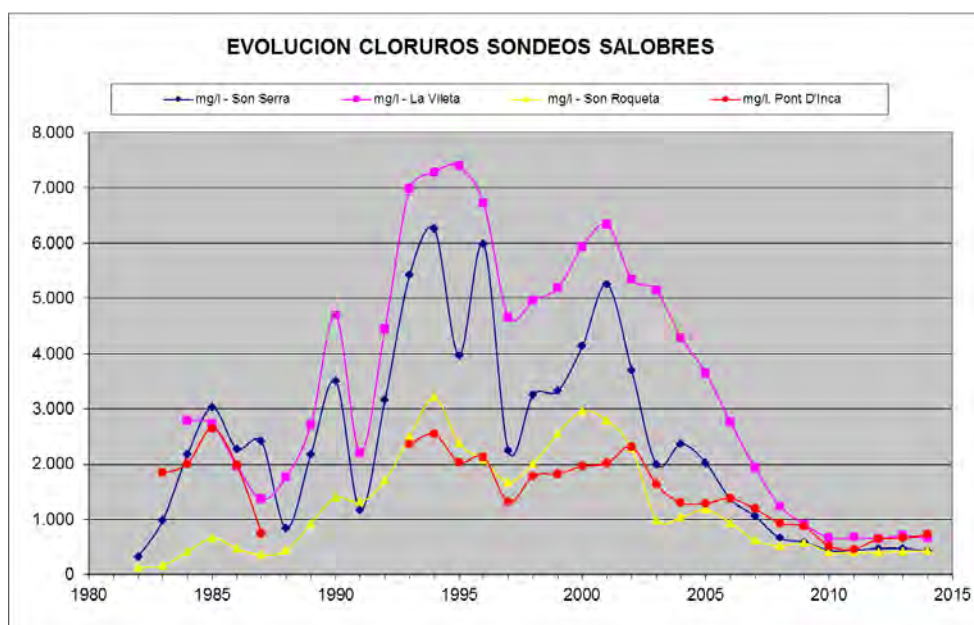
Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
22-160414C	14 de abril de 2016	EMAYA
Entrevistado	Jaume Femenias Blanch (Director del Cicle de l'Aigua, EMAYA) Pere Marc Montserrat Calbó (Cicle de l'Aigua, EMAYA) Acompañado por Margalida Comas Colom (Jefe Serv. Estudios y Planificación, DGRH)	
Organismo	EMAYA, Empresa Municipal de Agua y Saneamiento, Palma de Mallorca	
Temática		

Comentarios

EMAYA es una empresa para el abastecimiento y saneamiento de Palma de Mallorca, que es totalmente municipal.

La situación de los acuíferos costeros utilizados por EMAYA para el abastecimiento de Palma de Mallorca y entornos ha sido estable en cuanto a cantidad (curvas de nivel estables) y calidad (ver el gráfico de evolución de cloruros como parámetro indicador) desde hace más de tres décadas. Su recuperación ha sido muy importante, coincidiendo con la puesta en funcionamiento de la Planta Potabilizadora de Son Tugores, desde el año 1995.



EMAYA busca hacer un uso razonable de los recursos de que dispone, sin que empeore la situación, aunque no todas las actuaciones sean igualmente sostenibles. Tras casi dos años de sequía la situación se ha mantenido.

La gestión de Emaya apuesta por la alternancia de los sondeos que explota en concesión, realizando un seguimiento riguroso de su calidad y nivel.

Los recursos de agua de manantiales y superficiales son la prioridad de la explotación. La captación y tratamiento de las fuentes naturales (Font de la Vila, Font d'en Baster y Font de Na Pera) se hace en la ETAP situada en

Son Tugores, con una capacidad de tratamiento de 500 L/s, seguido de los embalses de Cúber y Gorg Blau que pueden almacenar hasta un total de 12 hm³, tratados en la ETAP de Lloseta, también de 500 L/s de capacidad de producción.

Las aguas salobres que proceden de la zona del Pont d'Inca y de Na Burguesa, abastecen a la planta potabilizadora de Son Tugores, donde mediante ósmosis inversa se obtiene agua de muy baja mineralización, que se mezcla con agua del resto de procedencias en los depósitos reguladores de Son Tugores y donde se procede a su remineralización con cal para cumplir con los requisitos exigidos por el RD 140/2003 para agua potable.

La salinidad de los pozos del Pont d'Inca (6 operativos) oscila entre 0.8 y 2.2 g/L de residuo seco, algunos de ellos por debajo de los 250 mg/L de cloruros. Esto permite tratar estas aguas como dulces y entrarlas directamente en los depósitos reguladores de Son Tugores, de 22.000 m³ totales de capacidad.

La salinidad actual de los pozos de Na Burguesa (7 operativos) oscila entre 1 y 1.9 g/L de residuo seco. Estas salinidades son muy bajas, sobre todo teniendo en cuenta que la planta desalobrada se diseñó para tratar el agua de sondeos entre 1 y 8 g/L de salinidad, típica de la década de 1990, previamente a la puesta en funcionamiento de la planta.

El agua residual urbana regenerada se usa para riego en el Plà de Sant Jordi. Funciona hace varias décadas. Ha permitido eliminar la salinidad marina existente. El incremento de recarga ha producido una recuperación de los niveles freáticos. Cuando los payeses usaban los molinos, extraían agua del subsuelo para regar, desecando la zona. La utilización de agua regenerada barata y la falta de uso de los molinos provocaba inundaciones localizadas. Para dar solución a estos problemas localizados, Emaya colocó pozos de drenaje diseminados por el Plà, que se ponen en funcionamiento de forma automática por nivel y extraen el agua del subsuelo hacia el Torrent des Siquió y Torrent de Sa Síquia y hacia el mar. No obstante, si las lluvias son muy abundantes o duran varios días, la capacidad de drenaje no es suficiente y visualmente permanecen algunas zonas anegadas un tiempo determinado, que pueden favorecer la proliferación de mosquitos en época calurosa. El agua que extraen los drenajes tiene en el entorno de 2 mS/cm y es apta para cultivos leñosos y de forrajes ensilados.

Actualmente se estudian proyectos de recuperación y tratamiento del agua almacenada en el subsuelo del plà de San Jordi.

Para el total aprovechamiento de las aguas residuales tratadas se considera la posibilidad de su infiltración superficial y en pozos en el Plà de Sant Jordi, captándolas en drenes periféricos. El agua captada, unos 20 hm³/a, con un cierto tiempo de residencia en el acuífero, sería destinada a abastecimiento tras un tratamiento apropiado, probablemente mediante ósmosis inversa. El almacenamiento conseguido es una contribución a la seguridad de servicio en cuanto a variaciones estacionales y épocas de sequía en situaciones de pre-alarma y alarma.

El agua de suministro a Palma de Mallorca ha mejorado notablemente su salinidad, estando en el momento actual por debajo de 700 µS/cm y valores frecuentes en el entorno de 500 µS/cm.

Se está trabajando para reducir el uso de agua potable por incremento del uso de agua regenerada para diversos usos. Para ello se prevé suministrar agua residual regenerada para consumos concentrados. Actualmente ya se dispone de más de 90 km de conducciones. El destino de esa agua es o puede ser para riego agrícola, baldeo de calles, riego de parques y jardines, riego de campos de golf, servicios y ajardinamientos del aeropuerto, baldeo y limpieza de embarcaciones, unidades ferroviarias y de transporte de pasajeros por carretera.

El uso actual (2015) de agua por la población de Palma de Mallorca (401.000 hab) es de 119 L/hab/d (27 hm³/a) según facturación y de 253 L/hab/d (37 hm³/a) según captación a la red. La diferencia son pérdidas intrínsecas en el tratamiento y otros usos (2 hm³/a), pérdidas en red en alta (1 hm³/a) y el resto pérdidas en red de distribución (7 hm³/a).

Conformidad: 26-04-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
23-160413P	14 de abril de 2016	Hotel Saratoga, Palma
Entrevistado	Juan Mateo Horrach Torrens (Prof. Asoc., Economía Empresa) Acompañado por Alfredo Barón (Ex-Dirección General Recursos Hídricos)	
Organismo	Universitat Illes Balears	
Temática	Aspectos económicos de la salinización en Baleares	

Comentarios

EMAYA busca hacer un uso razonable de los recursos de que dispone, sin que empeore la situación, aunque no todas las actuaciones sean igualmente sostenibles. Tras casi dos años de sequía la situación se ha mantenido.

La gestión de Emaya apuesta por la alternancia de los sondeos que explota en concesión, realizando un seguimiento riguroso de su calidad y nivel.

Los recursos de agua de manantiales y superficiales son la prioridad de la explotación. La captación y tratamiento de las fuentes naturales (Font de la Vila, Font d'en Baster y Font de Na Pera) se hace en la ETAP situada en Son Tugores, con una capacidad de tratamiento de 500 L/s, seguido de los embalses de Cúber y Gorg Blau que pueden almacenar hasta un total de 12 hm³, tratados en la ETAP de Lloseta, también de 500 L/s de capacidad de producción.

Las aguas salobres que proceden de la zona del Pont d'Inca y de Na Burguesa, abastecen a la planta potabilizadora de Son Tugores, donde mediante ósmosis inversa se obtiene agua de muy baja mineralización, que se mezcla con agua del resto de procedencias en los depósitos reguladores de Son Tugores y donde se procede a su remineralización con cal para cumplir con los requisitos exigidos por el RD 140/2003 para agua potable.

La salinidad de los pozos del Pont d'Inca (6 operativos) oscila entre 0.8 y 2.2 g/L de residuo seco, algunos de ellos por debajo de los 250 mg/L de cloruros. Esto permite tratar estas aguas como dulces y entrarlas directamente en los depósitos reguladores de Son Tugores, de 22.000 m³ totales de capacidad.

La salinidad actual de los pozos de Na Burguesa (7 operativos) oscila entre 1 y 1.9 g/L de residuo seco. Estas salinidades son muy bajas, sobre todo teniendo en cuenta que la planta desalobradora se diseñó para tratar el agua de sondeos entre 1 y 8 g/L de salinidad, típica de la década de 1990, previamente a la puesta en funcionamiento de la planta.

El agua residual urbana regenerada se usa para riego en el Plà de Sant Jordi. Funciona hace varias décadas. Ha permitido eliminar la salinidad marina existente. El incremento de recarga ha producido una recuperación de los niveles freáticos. Cuando los payeses usaban los molinos, extraían agua del subsuelo para regar, desecando la zona. La utilización de agua regenerada barata y la falta de uso de los molinos provocaba inundaciones localizadas. Para dar solución a estos problemas localizados, Emaya colocó pozos de drenaje diseminados por el Plà, que se ponen en funcionamiento de forma automática por nivel y extraen el agua del subsuelo hacia el Torrent des Siquió y Torrent de Sa Síquia y hacia el mar. No obstante, si las lluvias son muy abundantes o duran varios días, la capacidad de drenaje no es suficiente y visualmente permanecen algunas zonas anegadas un tiempo

determinado, que pueden favorecer la proliferación de mosquitos en época calurosa. El agua que extraen los drenajes tiene en el entorno de 2 mS/cm y es apta para cultivos leñosos y de forrajes ensilados.

Actualmente se estudian proyectos de recuperación y tratamiento del agua almacenada en el subsuelo del plà de San Jordi.

Para el total aprovechamiento de las aguas residuales tratadas se considera la posibilidad de su infiltración superficial y en pozos en el Plà de Sant Jordi, captándolas en drenes periféricos. El agua captada, unos 20 hm³/a, con un cierto tiempo de residencia en el acuífero, sería destinada a abastecimiento tras un tratamiento apropiado, probablemente mediante ósmosis inversa. El almacenamiento conseguido es una contribución a la seguridad de servicio en cuanto a variaciones estacionales y épocas de sequía en situaciones de pre-alarma y alarma.

El agua de suministro a Palma de Mallorca ha mejorado notablemente su salinidad, estando en el momento actual por debajo de 700 µS/cm y valores frecuentes en el entorno de 500 µS/cm.

Se está trabajando para reducir el uso de agua potable por incremento del uso de agua regenerada para diversos usos. Para ello se prevé suministrar agua residual regenerada para consumos concentrados. Actualmente ya se dispone de más de 90 km de conducciones. El destino de esa agua es o puede ser para riego agrícola, baldeo de calles, riego de parques y jardines, riego de campos de golf, servicios y ajardinamientos del aeropuerto, baldeo y limpieza de embarcaciones, unidades ferroviarias y de transporte de pasajeros por carretera.

El uso actual (2015) de agua por la población de Palma de Mallorca (401.000 hab) es de 119 L/hab/d (27 hm³/a) según facturación y de 253 L/hab/d (37 hm³/a) según captación a la red. La diferencia son pérdidas intrínsecas en el tratamiento y otros usos (2 hm³/a), pérdidas en red en alta (1 hm³/a) y el resto pérdidas en red de distribución (7 hm³/a).

Conformidad: 26-04-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
24–160420C	20 de abril de 2016	Unidad IGME en Almería
Entrevistado	Patricia Domínguez	
Organismo	Unidad Territorial del IGME en Almería	
Temática	Problemas generales en Almería y en el Campo de Dalías	

Comentarios

La Cuenca de Níjar–Carboneras está considerada el territorio más pobre en precipitaciones de la provincia de Almería y de la península. De los acuíferos de esta cuenca actualmente se extrae menos agua subterránea ya que se tiene el aporte de la planta desalinizadora de agua del mar de Carboneras. Existe la Comunidad de Usuarios de Aguas de la Comarca del Campo de Níjar. Aparte de procesos antrópicos que habrán modificado la calidad química natural, el agua subterránea es naturalmente salobre en la mayoría del territorio y su uso es apto directamente sólo para cultivos resistentes a la salinidad, como el del tomate. Aunque se desconoce las localizaciones de detalle, se sabe que durante años muchas explotaciones han dispuesto de pequeñas plantas de desalobración, cuyo rechazo se infiltraba en el terreno. En el IGME no se tienen las cuantías de bombeos de agua desalada y desalobrada que han venido conformando la mezcla de agua utilizada para riego.

En el actual Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (antes Confederación Hidrográfica del Sur, CHS) se considera que tanto los acuíferos del Campo de Dalías como los del Campo de Níjar no podrán conseguir el buen estado cuantitativo y cualitativo hasta más allá del año 2027. La masa de agua que integra los acuíferos del Campo de Dalías resulta tratada en dicho Plan como si fuera un embalse único, con evolución en una sola dirección (en cantidad y calidad). Para quienes lo sostienen, parece justificar que si un sector del mismo deja de ser utilizable directamente por la demanda, todo el embalse debe darse por perdido por carecer de solución. Sin embargo, atendiendo al conocimiento hidrogeológico, cabe considerar que esta concepción generalista no es aplicable al caso de acuíferos complejos como el del conjunto del Campo de Dalías: se trata de compartimentos con un funcionamiento en buena parte independiente, aunque interrelacionados. El proceso de salinización de los acuíferos inferiores, los que abastecen a casi la totalidad de la demanda de la zona, se inició hace cuatro décadas. La decisión de sus gestores de aplicar la citada concepción administrativa unitaria (a la que no han admitido discusión) ha impedido la aplicación de posibles medidas correctoras para reducir las consecuencias de dicho proceso, ya en estado muy avanzado y preocupante.

Del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías, en 2008/2009 se extrajeron 120 hm³/a de agua subterránea desde los acuíferos inferiores, que es el último año con datos del seguimiento de sus extracciones. Parte del volumen bombeado de estos acuíferos inferiores se destina al abastecimiento a la ciudad de Almería, a donde aporta 2/3 de las necesidades urbanas (del orden de 10 hm³/a tomados del Acuífero Inferior en el área de El Águila) y el resto (unos 5 hm³/a) se complementan con la producción de la planta desalinizadora de agua del mar construida para la ciudad de Almería (Bajo Andarax), con capacidad nominal de 20 hm³/a, aunque sólo viene utilizándose desde su puesta en servicio en 2006/07 para aportar dicho complemento al abastecimiento de la capital.

En el Campo de Dalías, la salinización de los acuíferos inferiores por mezcla con agua de mar es progresiva, mientras no se pongan en práctica medidas contra estos procesos. Por ello, cada vez se dispone de menos

recursos de agua subterránea dulce con los que abastecer las demandas creadas. Desde su comienzo a inicios de la década de 1980, la salinización se ha extendido afectando a captaciones en la mayor parte de los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores. El uso del agua ya salobre requiere su mezcla con otras que estén disponibles de mucha menor salinidad (desalinizadas, desalobradas, las aún dulces de los mismos, etc.); desde hace meses se cuenta con una pequeña parte del agua procedente de la Desalinizadora de Balerna (aún en fase de muy limitada producción), por lo que estas mezclas se están iniciando para algunas Comunidades de Regantes y algunos abastecimientos urbanos (como la Comunidad de Regantes Sol y Arena y el abastecimiento al municipio de Roquetas de Mar).

Desde el IGME se viene recomendando disminuir el bombeo de los acuíferos inferiores y aumentar el uso (con o sin pre-tratamiento, según las necesidades de calidad) de los acuíferos de cobertera –los acuíferos poco profundos del Campo de Dalías– en determinadas zonas, denominadas zonas estratégicas. Este incremento del bombeo de los acuíferos de cobertera resulta necesario por distintos motivos: a) para complementar volúmenes de sustitución máxima de extracciones que puedan cancelarse de los acuíferos inferiores; b) disminuir el ascenso de los niveles del agua de estos acuíferos superiores, que están creciendo por el efecto de la entrada de los retornos de las actividades antrópicas sobre su superficie, las que se abastecen en su mayoría de volúmenes bombeados de los acuíferos inferiores; este incremento progresivo del nivel del agua viene provocando inundaciones de infraestructuras urbanas y agrícolas en zonas bajas, como en Balsa del Sapo, Cañada de Ugíjar, etc.; y c) aumentar el bombeo en determinadas zonas de los acuíferos de cobertera, como en los del sector noreste localmente afectados por antiguas intrusiones de agua de mar, para evitar la transferencia local de flujos de agua salobre hacia zonas aún dulces de los acuíferos inferiores.

Sin embargo, el incremento de bombeo en los acuíferos de cobertera ha sido prohibido por la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas por no corresponder a normas generales establecidas para las masas de agua, aunque la aplicación de éstas no tiene sentido hidrogeológico en este complejo conjunto de acuíferos.

En el área también se cuenta con el agua procedente del Embalse de Beninar, que sólo aporta en promedio 10 hm³/a, pero muy variable. Hay años sin disponibilidad y otros en que pudo llegar a unos 20 hm³/a, como en el año 2009–2010 en el que las precipitaciones fueron del 3,5 veces el valor medio. Esta agua, si se dispone de ella, es utilizada por dos Comunidades de Regantes; reduce temporalmente extracciones en determinadas áreas de los acuíferos inferiores. El canal de Beninar y las redes de distribución internas permiten mover el agua a lo largo del Campo de Dalías.

Con los volúmenes previstos de agua desalinizada y regenerada, más el aportado por el Pantano de Beninar y el que vaya quedado utilizable de los acuíferos (incluyendo la cancelación aún incierta del bombeo destinado a Almería capital), no parece que se pueda asegurar el abastecimiento a la actual demanda. Con esta consideración, resulta necesario utilizar volúmenes de sustitución adicionales (las ya mencionadas extracciones en los acuíferos de cobertera y de recursos externos) con los que substituir parte del bombeo realizado de los acuíferos inferiores, cuya entrada de agua de mar se produce de distinta manera según los sectores, y por lo tanto teniendo en cuenta el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico. Según éste, es prioritario analizar la viabilidad de actuaciones de recarga/bombeo para la reducción/cancelación del único paso de flujos salados a través del acuífero AEBN (Acuífero de Balerna, con intrusión de agua marina), desde la costa occidental al acuífero inferior de la zona occidental; también se consideran prioritarias desde el IGME, entre otras recomendaciones, la cancelación total de extracciones en el área de El Viso del acuífero inferior del sector noreste, donde éste es confinado, y la mayor parte de las de su área contigua de El Águila, de manera que en ambas áreas, que están hidráulicamente bien conectadas, asciendan sus niveles piezométricos sobre la cota cero y se inviertan los flujos entre este acuífero y el mar.

La Junta Central de Usuarios del Acuífero del Poniente Almeriense (JCUAPA) parece haber dispuesto hasta ahora de escasos recursos económicos para afrontar actividades con los que respaldar las propuestas de soluciones. Para abordar el problema de la falta de recursos de agua dulce con que hacer frente a las demandas creadas,

la Federación de Regantes de Almería (FERAL), cuya actividad ha aumentado en los últimos tiempos, defiende la utilización combinada de todos los recursos disponibles, la interconexión entre cuencas y la finalización de la Autovía del Agua Benínar–Almanzora y la puesta en marcha del plan de recuperación de estos acuíferos.

Un problema añadido a la gestión son los bruscos cambios de punto de vista asociados a los cambios organizativos y políticos. En 2006, a petición de la Junta de Andalucía, con el apoyo de ACUAMED y de la JCUAPA, el IGME definió un programa de actividades científico-técnicas de apoyo a la regeneración-protección posible de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Sólo llegó a realizarse la Fase I (2008–2011) de las tres fases del Programa, mediante convenio entre el IGME, la entonces Agencia Andaluza del Agua de la Junta de Andalucía, ACUAMED y la JCUAPA; en esta primera y única etapa realizada se llevó a cabo una actualización del conocimiento del funcionamiento hidrogeológico y de la infraestructura de uso de estos acuíferos (detectándose el avance de la salinización ya en captaciones localizadas en los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores) y una propuesta de primeras alternativas de reordenación de bombeos: reducción de extracciones en los acuíferos inferiores y aumento en coberteras en zonas estratégicas, atendiendo al conocimiento sobre el funcionamiento hidrogeológico. La continuación del Programa quedó interrumpida por el Organismo de Cuenca.

Lo que era la CHS mantiene una red de observación en los acuíferos del Campo de Dalías con muy escasos puntos de seguimiento de la cantidad y de la calidad del agua bombeada y en algunos casos con puntos no adecuados. No existe una red específica de observación de la calidad del agua, sino que el muestreo se realiza en pozos privados y sólo en condiciones de bombeo. No se cuenta con la necesaria red de observación de la salinidad en profundidad en los acuíferos inferiores, donde está el principal problema de este conjunto para el abastecimiento con el agua subterránea a las demandas creadas, ni han llevado a cabo registros de salinidad en pozos particulares, como sí se hizo durante la primera fase del Programa desarrollada entre 2008–2011. Además, las interpretaciones que el Organismo gestor lleva a cabo sobre las tendencias existentes en estos acuíferos en la cantidad y la calidad, con las observaciones disponibles en sus redes, no se realizan de forma separada (por sistemas y acuíferos) sino integrada, mezclando los distintos acuíferos, por lo que carecen de sentido hidrogeológico y suponen una información defectuosa que puede ser la causa de la realización de una gestión incomprensible de esta compleja masa de agua.

Conformidad: 31–05–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
25–130420P	20 de abril de 2016	Diputación de Almería. Edif. Hnos. Machado 22
Entrevistado	Francisco Javier Martínez Rodríguez, economista	
Organismo	Diputación de Almería	
Temática	Estado de los acuíferos costeros de Almería	

Comentarios

En la Provincia se dispone de las plantas desalinizadoras de agua del mar (IDAM) de iniciativa pública del Bajo Almanzora, de Carboneras, de Almería y del Campo de Dalías. Además está la planta de iniciativa privada de Rambla Morales, no operativa. Hay una planta de desalobración en Vera, en el Levante. Para captar aguas superficiales existen en el área próxima a la franja costera los embalses de Cuevas en el Levante y el de Beninar en el Poniente.

El inicio de la explotación intensiva de las aguas subterráneas en Almería para riego deriva de las iniciativas del INC (Instituto Nacional de Colonización), luego IRYDA (Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario) en la década de 1950 y principios de la de 1960, en el Bajo Almanzora (Cubeta de El Saltador), Campo de Níjar y Campo de Dalías. Las obras realizadas fueron luego transferidas a Comunidades de Regantes. Desde entonces ha habido un gran desarrollo por la iniciativa privada. Los primeros signos de explotación excesiva ya se pusieron de relieve por el IGME en 1979 y en especial en 1982. En 1986 ya se solicitaron declaraciones de zona sobreexplotada (las primera en hacerse) al amparo de la recientemente aprobada Ley de Aguas de 1985. Ya existían abastecimientos con agua con exceso de Na. El conocimiento procede de las actividades del IGME (oficina/unidad de Almería) desde la década de 1970, de la Universidad de Granada (grupo del Dr. A. Pulido Bosch) y de una tesis de la Universidad de Granada (Dr. Soto) sobre los piedemontes de borde del Campo de Níjar.

El 70% del agua urbana suministrada a Almería procede del acuífero de Vicar, Campo de Dalías. El Ayuntamiento de Almería además adquiere agua desalinizada en la planta del Bajo Andarax dentro del compromiso firmado con Acuamed.

No se realiza gestión de los recursos de agua fuera de la gestión de inputs agrícolas que hacen las propias comunidades de regantes con vistas a la economía de sus explotaciones agrícolas.

El papel de la Administración pública del agua estatal (en este caso de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, que depende de la Junta de Andalucía) es mínimo. Así, apenas hay policía de aguas y las Comunidades de Regantes extraen según su criterio y necesidades. Sin embargo, la parte de extracciones que se podría calificar de ilegal es pequeña.

Parte de los regantes tienen acceso a agua de mar desalinizada, pero no está definido el compromiso de uso de agua desalinizada y el precio pagado –cuando hay pago– no es real y conlleva una subvención política. El Campo de Níjar es un ejemplo. La planta desalinizadora de Carboneras, operativa desde 2004, suministra agua para mezcla con agua salobre del acuífero, con lo que produce muy por debajo de la capacidad nominal. Eso incrementa los costes. La planta desalinizadora privada de Rambla Morales (captación de agua cruda mediante pozos costeros) está fuera de servicio. Su construcción estuvo apoyada políticamente, lo que favoreció que se concediesen créditos bancarios (La Caixa) que no han sido retornados. Actualmente Acuamed tiene la intención de adquirirla y ponerla en servicio.

El agua desalinizada se suministra con tarifa de 1 €/m³ a población y a 0,3 €/m³ para regadío.

Existen 30.000 ha de invernadero. Tras un periodo de pequeña contracción, se ha iniciado un crecimiento sostenido del 2%/a. Se trata de inversiones de grupos financieros para su venta a regantes, detrayendo recursos económicos de otros sectores de la economía. Es una reorientación de la inversión en construcción a la de regadío. Así, el grupo inmobiliario de PROFUSA ha entrado en el negocio de la venta de superficies de regadío bajo plástico.

El agricultor del Bajo Andarax dispone de dos balsas. En una recibe agua de origen subterráneo (por ejemplo de los pozos de La Calderona, en el Medio Andarax) y en la otra agua residual depurada de la EDAR de Almería, con tratamiento terciario. Procede a la mezcla según su conveniencia.

De las tasas establecidas autonómicas, el canon de mejora de la infraestructura hidráulica (principalmente para depuración) se cobra, pero no el de mejora. Las entidades locales no cobran cánones.

No se pagan las inversiones y los precios no cubren los gastos. Se da la paradoja que Acuamed puede perder dinero vendiendo agua desalinizada. El agua de la planta desalinizadora de Carboneras se vende a 0,45–0,48 €/m³ a los agricultores del Campo de Níjar y la de una nueva planta en el Campo de Dalías en construcción se ofrece a 0,36 €/m³. En el Campo de Níjar el coste del agua subterránea es similar al precio de oferta del agua desalinizada.

En Almería no hay problemas de abastecimiento humano por salinidad fuera del municipio de Roquetas y algo en el de Vícar. En el municipio de Níjar toda el agua de suministro a población es desalinizada.

No hay actualmente plantas desalobradoras operando, salvo en Palomares para regadío.

Desde 2008, para la construcción de pozos se aplica la Ley de Seguridad Minera, que requiere un proyecto firmado por un Ingeniero o un Técnico de Minas, incluidas las de menos de 7000 m³/a. Sin embargo, si la profundidad del pozo es mayor que 120 m, se requiere además un estudio de impacto ambiental, inicialmente sólo para pozos de abastecimiento y ahora también para los agrícolas. Esto complica y alarga el trámite e introduce la inseguridad de actuación de estamentos no especializados en aguas subterráneas en el proceso.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
26–130420C	20 de abril de 2016	Oficinas de la JCASG
Entrevistado	Andrés Cuadrado. Presidente JCASG José Miguel Alonso Blanco. OFITEC2011	
Organismo	Junta Central de Usuarios de Aguas Subterráneas de Sierra de Gádor (JCASG)	
Temática	Explotación acuífero profundo del sector NO del Campo de Dalías	

Comentarios

La Junta General de Usuarios de Aguas Subterráneas de los Acuíferos de la Sierra de Gádor (JCAGG), constituida en el año 2000, se formó inicialmente por 64 Comunidades de Riegos y Bienes Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS) del Sector Oeste de Campo de Dalías (Acuífero Inferior Occidental, AIO, según designación IGME), con el objeto de garantizar el suministro del agua de riego a todos los regantes agrupados a esta Comunidad General. A día de hoy, la Comunidad General la componen 17 Comunidades de Riego. La Comunidad General ha desarrollado un plan de modernización de las redes de riego, así como la instrumentación necesaria para conocer el comportamiento de los acuíferos en tiempo real. Las inversiones llevadas a cabo por la Comunidad General en modernización aporta un valor patrimonial de 160 M€ y estuvo dispuesta a realizar una inversión de 37 M€ para implementar un sistema colectivo de disponibilidad de agua subterránea. Un grupo de los que no se integraron formaron otra Junta General (Plataforma de Defensa de Aguas Privadas), pero sin realizar inversiones adicionales.

La JCAGG fue inicialmente una Asociación, pero finalmente se constituyó como Comunidad General para ser entidad de derecho público conforme a la Ley de Aguas.

Las Comunidades de Riegos y Bienes tienen un número variable de 100 a 150 participaciones de agricultores, en algún caso de Ayuntamientos (como un participante más), para la construcción, equipamiento y operación de una captación profunda (de hasta 400 m) de agua subterránea a partir de un derecho privado antecedente a la Ley de aguas de 1985 inscrita en el Catálogo de Aguas Privadas o de agua inscrita en el Registro de aguas públicas.

La JCAGG se responsabiliza de poner a disposición de sus Comunidades de Riegos asociadas a la Comunidad General, el agua que necesitan en el lugar en que lo requieren, hasta la capacidad de captación de la infraestructura y con la calidad que resulta del agua realmente extraída de los pozos existentes. Cada partícipe tiene derecho al agua que le corresponde. El coste del agua es variable, dependiendo de las profundidades de extracción, entre 0,15 €/m³ y 0,25 €/m³. Del coste total del agua, el 70% corresponde al coste de energía y el resto a gastos de explotación y mantenimiento de infraestructuras.

Cuando una participación usa menos agua a nivel anual, es agua que simplemente no se ha extraído del acuífero o que la JCAGG puede haber aplicado. Si usa más, recibe la de su derecho al precio normal

y el exceso a un precio incremental de 0,05 €/m³, o sea a 0,20 €/m³. El incremento sirve para atender a los gastos de funcionamiento de las distintas Comunidades de Bienes. Si hay agua disponible, se puede vender agua a otros, al precio incremental.

La JCAGG tiene una Asamblea General formada por un representante por cada CUAS, que tiene un único voto. Los precios son determinados por la Contabilidad de la Junta Central.

Otras Juntas Centrales importantes son las de Sol Poniente (presidente D. M. García Quero) y la Sol y Arena (en Roquetas).

La prognosis sobre los acuíferos profundos es la de descenso continuado de niveles de agua, con sólo una recuperación notable temporal en el año extraordinariamente lluvioso de 2012 y años siguientes, que fueron de recuperación. Se llegó a medir una subida de 25 m del nivel freático. El descenso medio es del orden de 80 m en 50 años con niveles actuales en el entorno de -50 m. Además, hay un deterioro de la salinidad, por lo menos en parte por transferencia lateral desde otros acuíferos colindantes.

Para afrontar requerimientos futuros hace falta aportar agua externa o mejoras internas. Los aportes son los de desalinización de agua del mar o las mejoras de captación de escorrentías de tormenta y su distribución futura mediante lo que se designa como Autovía de Agua Almanzora–Guadiaro, que supone adicionar actuaciones de limpieza y mantenimiento de cauces. Además de mejoras para seguir aumentando la eficiencia de uso del agua, las medidas internas incluyen el aprovechamiento del agua del acuífero superior, que actualmente aflora en Balsa de Sapo y más discretamente en otras depresiones artificiales del terreno (anteriores saca-tierras). La salinidad de esa agua es alta, pero, tras un tratamiento de desalobración, se puede obtener agua de salinidad usable a 0,20 €/m³, mucho más barata que la de desalinización del agua del mar a costes reales. Sin embargo, la Administración está siendo reacia a esta solución. Faltaría resolver el problema del rechazo, pero trabajando de modo que a partir de una alimentación de 2500 a 4000 µS/cm se produzca un rechazo de 8000 a 12800 µS/cm, éste se podría utilizar para ser inyectado en acuíferos de alta salinidad o salinidad similar, preferiblemente en áreas costeras, y mejorar así el balance en aquellas áreas con problemas de intrusión marina.

En las últimas cuatro décadas de explotación intensiva de estos acuíferos, además de un consumo anual variable de sus reservas, se ha producido un desequilibrio en el sistema debido a las tendencias en las extracciones locales, marcadas por una disminución creciente en las extracciones de los acuíferos de cobertera, un fuerte aumento progresivo de los bombeos en el AIO (Acuífero Inferior Oeste) y un ligero aumento en el AIN (Acuífero Intermedio) y AINE (Acuífero Inferior Noreste), que soportan actualmente en torno al 90% de las extracciones totales del campo.

Es necesario, para su gestión inmediata, aumentar las extracciones medias en los acuíferos superiores, disminuyendo así la presión extractiva directa sobre el AIO y la posibilidad de reducir su contaminación por los flujos laterales del acuífero superior central, además de ir implementando a corto y medio plazo las otras fuentes alternativas de suministro hídrico: desalación de agua de mar, depuración terciaria de las aguas residuales urbanas y posibles trasvases. También se deben proyectar y realizar obras de mejoras en la regulación y captación de escorrentías sobre las áreas de recarga preferencial del sistema en Sierra de Gádor, para aumentar su recarga efectiva, así como llevar a cabo la cementación y cierre de los sondeos mal proyectados, ejecutados y/o con problemas de envejecimiento, que están provocando la interconexión y contaminación de los acuíferos inferiores.

Conformidad: 9–5–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
27–160421C	21 de abril de 2016	Universidad de Almería
Entrevistado	Juan Reca	
Organismo	Universidad de Almería, Departamento de Agronomía	
Temática	Aspectos económicos del agua subterránea con énfasis en el Campo de Níjar	

Comentarios

El Campo de Níjar tiene una hidrología e hidrogeología menos conocida que otras áreas. Es debido a sus más pobres acuíferos. El agua subterránea es salobre, entre 3000 y 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ según las áreas. El origen no ha sido bien estudiado pero probablemente es climático y quizás en parte litológico. Soporta una superficie de invernaderos cercana a las 5000 ha, con un uso medio de agua de unos 4000 $\text{m}^3/\text{ha}/\text{a}$. La demanda total de agua es de aproximadamente 20 hm^3/a . El inicio de la explotación intensiva es de principios de la década de 1970. El abastecimiento agrícola se ha hecho exclusivamente con agua subterránea hasta la entrada en servicio de la planta desalinizadora de agua marina de Carboneras, pero que aún no proporciona agua a todo el Campo de Níjar.

Actualmente parte del agua subterránea se distribuye mediante la red de la Sociedad Agraria de Transformación SAT 2130 (Campo de Níjar), con servicio a 1334 ha de invernaderos a partir de 15 pozos. El agua salobre se eleva desde los pozos a 3 estaciones de bombeo re-elevadoras con una altura media de bombeo de unos 100 m y desde allí se impulsa hasta 3 grandes embalses reguladores desde los que se abastece la red por gravedad. La elevación media desde las estaciones re-elevadoras hasta los embalses es de unos 70 m de media, por lo que la altura de bombeo es de unos 170 m en total.

El proyecto de distribución centralizada de agua desalada mezclada con la procedente del acuífero no prosperó. Actualmente existe una segunda red que distribuye el agua de la Planta Desalinizadora de Carboneras (PDC), de modo que una parte importante de los invernaderos tienen dos acometidas, una con agua procedente de la SAT y otra con agua de la PDC. El agricultor disponía tradicionalmente de una pequeña balsa de regulación, que ahora puede usar para mezclar ambos suministros, a voluntad, para conseguir la mezcla que considere más oportuna según salinidad del agua salobre disponible, cultivo, momento y costes. Es lo que se ha denominado agua a la carta. El agua desalada procedente de la PDC es distribuida por una entidad denominada Comunidad de Usuarios del Campo de Níjar (CUCN).

Como consecuencia de lo anterior, aunque se podría conocer la proporción media de mezcla a partir de las facturaciones totales, es difícil determinar la gestión del agua desalinizada que cada agricultor realiza individualmente.

El agua se dedica al cultivo de tomate y sandía, que son los cultivos hortícolas más tolerantes a la salinidad y que incluso mejoran algo la calidad del producto con aguas ligeramente salinas (especialmente el tomate). La salinidad del agua no permitiría otros cultivos, como el pimiento o del calabacín, sin una merma considerable de producción. El pago por el agua supone tan sólo un porcentaje de entre un 5% al 10% de los costes totales de producción, o sea entre 40.000 y 45.000 €/ha/a. El coste del agua salobre suministrada por la SAT 2130 tiene

un precio que oscila entre 0,20 y 0,25 €/m³. El agua desalinizada, que se transporta a unos 30–35 km de distancia de la PDC, tiene un precio al usuario de 0,50 €/m³. El mayor uso proporcional del agua desalinizada supone un incremento del coste del agua, que si bien afecta relativamente poco en su conjunto, sí que supone una disminución del margen neto final del que el agricultor puede controlar. Por este motivo, el uso actual del agua desalinizada está por debajo de lo previsto. Es necesario realizar estudios que fomenten el uso del agua desalinizada en la zona con objeto de asesorar a los agricultores sobre los niveles de mezcla óptimos que permitirían compensar el mayor coste del agua con el incremento de la producción debido a la mejor calidad del agua. El fomento del uso del agua desalinizada también contribuirá a la recuperación del acuífero en el futuro.

La rentabilidad de los cultivos ha decaído en los últimos años. Aunque es variable entre agricultores, en conjunto aún deja un resultado neto positivo, sobre unos 30.000 €/ha. El nivel de formación del agricultor es relativamente alto, aunque no es homogéneo. Buena parte de los invernaderos son pequeños y en su mayor parte familiares, aunque el producto se comercializa por grandes cooperativas. El asociacionismo está altamente desarrollado en el área. Los posibles cambios futuros en el tipo de actividad económica se producirán en todo caso lentamente. No cabe esperar ampliaciones de la superficie regada por falta de agua y posiblemente por saturación de mercado, aunque no hay limitación de terreno para incrementar la superficie de invernaderos en la zona del Campo de Níjar.

La Fundación Cajamar publica anuarios y estudios estadísticos sobre la agricultura almeriense que están accesibles en la web.

Hay proyectos de llevar parte del agua de la PDC la zona del desierto de Tabernas, para regar olivares, pero la distancia es grande y la rentabilidad del cultivo es aún más ajustada.

Conformidad: 25–04–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
28–160506C	06 de mayo de 2016	Espai Port, Port de La Selva
Entrevistado	Varios	
Organismo	Relacionados con proyecto DEMOWARE	
Temática	Recarga agua regenerada acuífero costero de Port de la Selva	

Comentarios

Durante la jornada de presentación del proyecto DEMOWARE el 6 de mayo de 2016, además de lo presentado por los ponentes, se obtuvo información de: Lluís Sala, Consorci de la Costa Brava, Xavier Tristán, Gerente del Consorci de la Costa Brava y Rafael Mujeriego, Presidente de ASERSA y Catedrático jubilado de la UPC, el responsable de la empresa contratista de los trabajos de les balsas de recarga y Jordi Montaner, Geoserveis, hidrogeólogo.

Port de La Selva recibe una precipitación media de 540 mm/a. El periodo de retorno de sequías de 200 mm/a es de 50 años. Dada su situación geográfica aislada, no le llega la red de abastecimiento de agua en alta del Consorcio de la Costa Brava. La conexión supondría una inversión del orden de 5 M€, que no es financiable en las condiciones actuales. Además la propia red de abastecimiento en alta en la Cuenca de La Muga es deficitaria en 250 L/s. También es demasiado costoso el abastecimiento mediante desalinización local del agua marina.

El abastecimiento se hace actualmente a partir de dos pozos en el aluvial de la riera de Rubiés, que desemboca junto a la población. Tiene una cuenca de 10,5 km², en esquistos. Los sedimentos fluviales forman una estrecha banda de 0,66 km², que en la costa alcanzan unos 10 a 15 m de potencia. Su espesor disminuye rápidamente aguas arriba, donde la terraza actual se une lateralmente con un nivel de terraza algo más alto, pero de débil espesor, que yace sobre esquistos alterados en la parte superior. La conexión no parece directa sino por descarga lateral de la terraza alta sobre la actual.

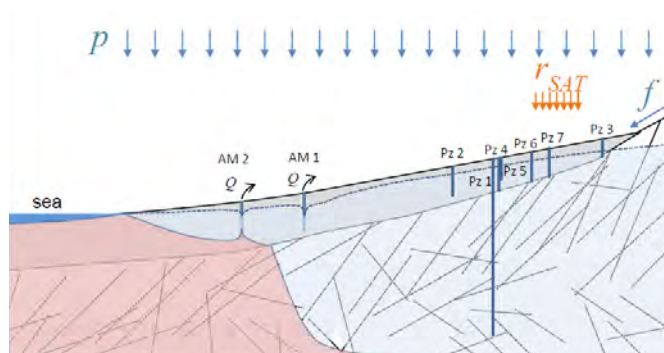
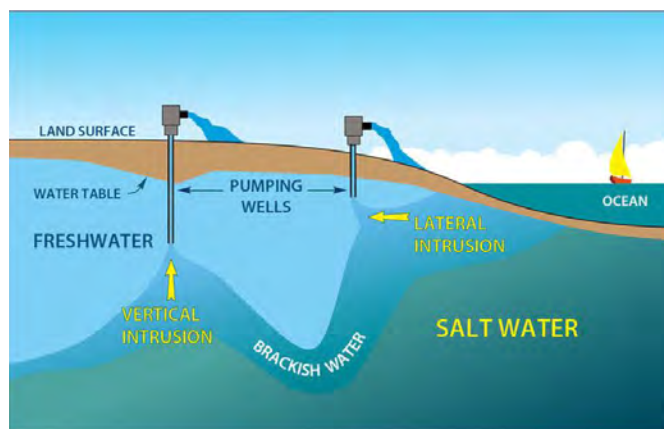
El contenido de fondo de Cl es de unos 75 mg/L. En el acuífero se producen problemas tardi-estivales de salinización marina, tanto por desplazamiento lateral como por conos salinos ascensionales, tanto más cuanto más seco haya sido el periodo precedente. Se tienen 14 sondeos de observación. Cualquier aumento de la recarga en primavera y principios de verano favorece la explotación. En la sequía de 2008–2009 se tuvo que hacer restricciones de abastecimiento. La demanda es de 0,3 hm³/a. Cerca de la costa el nivel freático está 1–2 m snmm, pero puede descender hasta –2 m en el verano. En los dos pozos que son la fuente única de agua a la población, el nivel del agua en bombeo puede descender hasta casi –6 m en verano, cuando la salinidad puede alcanzar valores altos por desplazamiento lateral de la interfaz y cono salino ascensional.

Para aumentar los recursos de agua disponibles se reutiliza lo más posible el efluente de la EDAR, que tiene tratamiento secundario y capacidad para absorber la punta estival, en la que la población estable de cerca de 1000 habitantes se decuplica. El diseño es para 11.550 habitantes equivalentes. En invierno el tratamiento es una aireación prolongada y en verano se hace con fangos activados. La EDAR se construyó en 1974. En 1996 se incorporó el tratamiento de fangos, en 2000 se inició el tratamiento terciario para 25 m³/h y en 2010 se construyó un depósito regulador de 500 m³ para permitir reutilizar una parte del efluente. Los caudales de en-

trada son de $500 \text{ m}^3/\text{d}$ en invierno y de $2500 \text{ m}^3/\text{d}$ en verano. El vertido de la EDAR se hace al final de la riera, con una descarga con válvula que impide el retorno por el canal, a fin de que no penetre superficialmente agua marina. Hasta ahora se vierte el 98% del efluente y el 2% se reutiliza para usos municipales de limpieza y jardinería. Pero se puede suministrar en verano para riego de jardines privados, para lo que se ha adecuado la red de distribución. El actual tratamiento terciario es para $600 \text{ m}^3/\text{d}$. Dispone de filtración en varias capas de arena, tratamiento con rayos ultravioleta y cloración. En invierno el agua depurada podría ser utilizada para recarga del acuífero, si el grado de eliminación de componentes nocivos es suficiente y el tiempo mínimo de tránsito por el acuífero entre el lugar de recarga y el de captación es suficientemente largo. Se puede pensar en cerrar el ciclo en un 25% y hacer el sistema sostenible. Esto supone buen control de vertidos y evitar el uso de sustancias no biodegradables.

El proyecto DEMOWARE (Demonstration Water Reuse) es un proyecto europeo liderado por la Kompetenzzentrum Wasser Berlin, con diferentes socios europeos que aportan lugares experimentales. Uno de ellos es Port de La Selva. El Consorci de la Costa Brava participa indirectamente y ha aportado alrededor de 0,15 M€ para la conducción hasta las balsas de recarga y para la construcción de las tres balsas de recarga. El objetivo es realizar aplicaciones piloto de regeneración de aguas municipales usadas con tratamiento terciario en varios lugares. El proyecto se aprobó en 2013 y se va a desarrollar en el periodo 2014–2016. El ayuntamiento de Port de La Selva financia las mejoras necesarias en el tratamiento terciario, en especial para substituir la cloración final por una mejora del tratamiento con radiación ultravioleta y para dispositivos de medida en continuo. Además, el ayuntamiento ha invertido cerca de 0,5 M€ en mejoras y ampliación de la red de distribución de agua.

En 2015 se construyeron las tres balsas de recarga, aproximadamente a 1 km aguas arriba de la EDAR y a 800 m de los pozos. Sobre el aluvial de la terraza alta se ha dispuesto una capa de arena fina silíceá de unos 40 cm de espesor que tiene una capacidad de infiltración de $1 \text{ m}/\text{d}$. El agua aportada se descarga en el centro de cada balsa, desde debajo, verticalmente, por rebose de una tubería de 600 mm de diámetro; el entorno del lugar de salida está protegido con bloques de piedra para evitar la erosión de la arena. Hasta el momento la única acción de mantenimiento que se ha requerido es recolocar la arena que mueve el viento y



retirar restos caídos de la vegetación circundante. Todo el recinto está vallado para evitar penetraciones de personas y posibles accidentes. El proyecto requiere la eliminación de la cloración de la parte a recargar, que no se superen los límites de 25 mg/L NO_3 , 1 mg/L de N-NH_4 , 2 mg/L de P total y una conductividad eléctrica de 1500 $\mu\text{S/cm}$.

La recarga se hace a un caudal de 200 m^3/d , lo que supone el 50% de la extracción invernal del acuífero y el 8% de la estival. El tiempo de tránsito medio entre las balsas y los pozos ha sido modelado con el código FEFLOW. Es del orden de 20 meses, entre 16 y 24 meses. En estado estacionario, entre el 5 y el 30% del agua captada por los pozos es agua regenerada recargada, según las estaciones.

Se realizan estudios del riesgo a la población a causa de abastecimiento con agua regenerada. Se define de no hay riesgo por debajo de 1 virus/100 m^3 (1 μDALY). Con el abastecimiento actual se emiten 175 kg C/persona/año, que ascendería a unos 140 kg C/persona/año con la regeneración y que son de 430 kg C/persona/año para la desalinización del agua del mar.

No se aportan ni se obtienen valoraciones económicas.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
29–160509C	09 de mayo de 2016	IGME–Valencia
Entrevistado	Bruno Ballesteros Acompañado por Juan Grima	
Organismo	Unidad Territorial del IGME en Valencia	
Temática	Acuíferos costeros de la Región Valenciana	

Comentarios

Casi todos los acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana tienen algún problema de salinización, con algunas escasas excepciones, como las Planas de Valencia Norte y Sur. Incluso en las zonas más próximas al mar, en la Plana de Valencia Sur hay problemas, en este caso relacionados con la presencia de aguas fósiles hipersalinas.

En los acuíferos de tipo poroso la salinización es de origen antrópico, mientras que en los kársticos es de origen natural y/o antrópico. Esto se manifiesta en el contenido en cloruros en los manantiales costeros del Maestrazgo (Maestrat), Alfaro–Segaria, Almirante–Mustalla y Depresión de Benisa. En este último caso, la salinidad es básicamente de origen natural, aunque potenciada por las explotaciones, y afecta a la mayor parte del sistema.

Para el estudio de estos procesos se ha constituido una unidad asociada entre el IGME y la Universidad Jaume I de Castellón destinada a la investigación de los acuíferos costeros (UNIAC).

La Marina Alta

Uno de los problemas de salinización más destacados se da en los acuíferos costeros de la Marina Alta (Depresión de Benisa y Montgó, entre los acuíferos kársticos, y Ondara–Denia y Jávea, entre los porosos), ya que afectan a abastecimientos urbanos. La existencia de varias áreas urbanas importantes y acuíferos pequeños muy compartimentados dificulta la solución, aumenta la precariedad y eleva los costes. En el área, los agricultores tienen una disposición a pago por el agua entre 0,25 y 0,30 €/m³.

Acuífero de la Depresión de Benisa: Teulada, Benitatxell, Calpe y Benisa

En el Acuífero de la Depresión de Benisa se encuentra el sistema de manantiales kársticos costeros de El Moraig y Toix, cuya explicación y funcionamiento está en discusión; unos los consideran como sistemas independientes y otros como un único sistema. En este momento se está considerando la posibilidad llevar a cabo actuaciones en esos conductos kársticos con el fin de producir una pequeña elevación de niveles que resulte en menor salinidad aguas arriba de esa acción. Los estudios están siendo promovidos por el IGME, la Diputación Provincial de Alicante (DPA), independientemente de los trabajos que realiza su Departamento del Ciclo Hidrológico, y los ayuntamientos de Benisa, Calpe (Calp), Teulada y Benitatxell. Los datos oficiales de recarga media de este acuífero se estimaban hasta hace poco en 15 hm³/año, pero estudios recientes del IGME y la DPA la han estimado en cerca de 40 hm³/año. La explotación es de 7 hm³/año.

Hay problemas de salinización en captaciones de Teulada y Benitatxell, a pesar de estar alejadas de la costa (7–10 km). Estas poblaciones tienen mancomunado el servicio de agua potable (Consorcio de Aguas de Teula-

da–Benitatxell, con gestión de Hidràqua) y disponen de 2 plantas desalobradoras para poder utilizar los recursos de las captaciones con alto contenido salino. Adicionalmente cuentan durante el periodo estival con aportes de la desalinizadora de Jávea, con la que están conectadas algunas de sus zonas de suministro.

La elevada salinidad del acuífero en su zona más litoral ha propiciado que pueda ser utilizado para la eliminación de las aguas residuales tratadas de algunas urbanizaciones. El desconocimiento que se tenía en el momento de iniciarse estas actuaciones, hace unos 20 años, llevó a que llegará a inyectar agua residual en un sondeo que intersectaba uno de los conductos de El Moraig. En la actualidad las aguas tratadas se vierten con autorización a través de 12 sondeos muy próximos a la costa, donde el acuífero se encuentra totalmente salinizado e invadido por el agua marina, lo que propicia una dispersión/difusión importante de los efluentes. Los controles químicos del agua marina costera no han reflejado ningún indicio de contaminación.

Calpe también cuenta para su uso urbano con 2 desalobradoras que tratan el agua captada en varios pozos notablemente salinos en el acuífero de la Depresión de Benisa.

En la reciente sequía de 2015, Jávea decidió que necesitaba toda el agua producida en la desalinizadora en su territorio y se desligó de los compromisos de suministro de agua con Teulada–Benitatxell. Esto ha originado un enfrentamiento local. La DPA trabaja actualmente en resolver el problema mediante la construcción de nuevos pozos aconsejados por el IGME y la adecuación de diversas instalaciones.

Xàbia (Jávea)

Jávea tiene su propio servicio de agua potable y dispone de una desalinizadora de agua marina, además de los pozos tradicionales de suministro. Su construcción se decidió en la fuerte sequía de 1999, en la que la población de Jávea se vio forzada a alimentar la red de abastecimiento urbano con agua salina captada en pozos costeros para al menos poder atender a los usos sanitarios domésticos. El deterioro de los electrodomésticos fue muy sensible.

La desalinizadora de Jávea se alimenta de agua salina de pozos profundos en carbonatos karstificados cretácicos invadidos por agua marina y situados bajo un potente nivel arcilloso (espesor de 70 m) y del acuífero superior de la Plana de Jávea (50 m de potencia). El rechazo se lleva a la antigua desembocadura del río Gorgos, donde se fuerza su mezcla con agua marina antes del vertido. Esta solución es similar a la adoptada en las dos plantas desalinizadoras de Alicante.

Marjal de Pego–Oliva. Acuíferos de Almirante–Mustalla y Alfaro–Segaria

Los manantiales que alimentan al sistema de Oliva–Pego dan lugar a los dos únicos ríos permanentes de la provincia de Alicante: Bullens y Racons (o Molinell). Hay problemas de salinidad que se generan por la descarga de los acuíferos Almirante–Mustalla y Alfaro–Segaria. En el caso del acuífero de Almirante–Mustalla las extracciones de agua subterránea son relativamente pequeñas y la salinidad de los manantiales (a 3 m snm) crece con la proximidad al mar. Al aumentar el caudal se incrementa la salinidad. Los estudios químicos e isotópicos (^3H y estables del agua) permiten atribuir la salinización a mezcla natural de agua continental y marina en un medio de elevada dispersión hidrodinámica (salinización natural).

En el acuífero Alfaro–Segària, la salinización se atribuye a las extracciones para una explotación de cítricos, donde se extraen unos 17 hm³/año, aunque no se descarta una componente o predisposición natural importante.

Acuífero de El Maestrazgo (Maestrat)

El acuífero de El Maestrazgo tiene una extensión de 2400 km². Recibe una precipitación media de 1500 hm³/año. Se estima que 370 hm³/año recargan al sistema. Buena parte de la descarga se realiza por el frente costero de la Sierra de Irtà. Los manantiales de descarga (Badum, Alcocebre y Prat de Peníscola) tienen salinización natural, llegándose a 3,5 g/L Cl en estiajes. La salinidad en el acuífero puede penetrar notablemente tierra adentro. Un pozo profundo, de entre los perforados en épocas pasadas por el INC, a unos 2 km de la costa, se salinizó durante un ensayo de bombeo.

Acuíferos detríticos de las Planas litorales y su evolución

■ Estado de los acuíferos

En las Planas de Oropesa–Torreblanca, Sagunto y Castellón y Vinarós–Peñíscola (Peñíscola) existen problemas de salinidad. El primero es el peor evaluado en cuanto a estado cualitativo de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Estos acuíferos se han utilizado para diseñar un índice de intrusión marina que sea útil en la aplicación de la Directiva Marco del Agua europea (índice SITE). El resto de las Planas litorales: Jaraco (Xeraco), Gandía, Oliva–Pego, Ondara–Denia y Jávea también tienen problemas importantes de salinización.

En estos acuíferos se observa de manera general una lenta mejora de la calidad del agua, debida a varios factores. En un primer momento fue consecuencia del descenso de las extracciones por el abandono de los pozos más salinizados. La salinización fue un proceso especialmente intenso durante la sequía de mediados de la década de 1980, de modo que aguas extraídas no podían ser utilizadas ni para riego ni para consumo humano. En consecuencia se buscaron nuevas captaciones alejadas de la costa y/o en acuíferos interiores, sin estos problemas: Moncofar (Moncofa) y Plana de Jávea son buenos ejemplos. En consecuencia, los acuíferos muy salinizados mejoraron su calidad al acabar la sequía y disminuir las extracciones. Posteriormente, el desarrollo urbano e industrial de finales del siglo XX y principios del XXI ha provocado un paulatino cambio de usos en gran parte del territorio ocupado por estos acuíferos, de manera que extensas áreas agrícolas han pasado a ser urbanas e industriales, con el consiguiente descenso en la demanda para riego. Ejemplos notorios son las Planas de Castellón, Sagunto y Valencia Norte.

La Plana de Jávea, antes comentada, es un buen ejemplo de la recuperación no programada de acuíferos. Con unos recursos renovables del orden de $4,2 \text{ hm}^3/\text{año}$, su explotación a principios de la década de 1980 alcanzaba ese mismo valor, por lo que se produjo una intensa y rápida salinización del sistema. La salinidad del agua inutilizó las captaciones y se buscaron nuevos pozos en el interior, por lo que la explotación descendió a la mitad. Esta circunstancia y el final de la sequía ocasionaron una importante mejora de la calidad del agua del acuífero. Durante la sequía de finales de la década de 1990 las nuevas captaciones del interior tampoco resultaron suficientes, por lo que se construyó la desalinizadora de Jávea, operada por AMJASA, que se ha sumado al sistema de suministro. En consecuencia, el acuífero de la Plana de Jávea ha quedado “olvidado” y mantiene en estos momentos una calidad aceptable.

■ Proyecto de recarga artificial para la lucha contra la intrusión marina

El Plan AGUA incluyó un dispositivo de recarga artificial del acuífero de la Plana de Castellón en el sector de Vall d'Uixò, para mejorar la calidad de las aguas subterráneas de este sector, afectadas por un importante proceso de intrusión marina. El proyecto consiste en una balsa de 2 hm^3 de capacidad que recoge las aguas de escorrentía del río Bellcaire generadas durante los episodios tormentosos, así como del manantial de Sant Josep. La recarga es mediante inyección en dos pozos de 100 m de profundidad, con capacidad de inyección en torno a 15 L/s, que es notablemente inferior a la del rendimiento de captaciones próximas, de hasta 100 l/s.

La obra fue realizada por Acuamed, con financiación de la Unión Europea y un coste de 36 M€. Fue finalizada hace unos 8 años y aún no ha sido recepcionada por la Confederación Hidrográfica por problemas asociados a la crisis económica. En consecuencia, las instalaciones han permanecido inactivas. Sin embargo, en el último año, tras superar las dificultades administrativas derivadas de los condicionantes de las subvenciones recibidas para su construcción, ya que los fondos europeos eran para recarga artificial de acuíferos y no para riego, los regantes pueden utilizar de forma directa parte de las aguas almacenadas en la balsa.

La UNIAC (Unidad asociada UJI–IGME) realizó un ensayo experimental, financiado por la CocaCola Foundation, para valorar la incidencia de la recarga artificial en el acuífero. Entre 2013 y 2014 se recargaron $0,3 \text{ hm}^3$. Los resultados están en diversas publicaciones.

Algunas consideraciones sobre la gestión de los acuíferos

En la Comunidad Valenciana están muy implantadas las agrupaciones de gestión de aguas subterráneas. En el caso de las agrícolas están materializadas en las comunidades de regantes. Las que se ocupan del abas-

tecimiento urbano suelen ser gestionadas por empresas de suministro de agua y, cada vez en menos casos, por empresas municipalizadas, siendo frecuente las asociaciones mixtas. Algunas de ellas están integradas en asociaciones de mayor entidad y funcionan bien. Son los casos de la Comunidad General de Usuarios del Alto y Medio Vinalopó, que no afecta a áreas costeras, o del Consorcio de La Marina Baixa. Un intento similar en La Marina Alta ha resultado inoperativo a efectos prácticos, aunque desde diversos estamentos (CHJ, IGME, Consellería correspondiente de la Generalitat Valenciana) se considera que su funcionamiento es necesario para la adecuada resolución de los problemas existentes en este territorio.

Se ha observado que cuando existe un único usuario físico o legal se tiende a producir una autoregulación en el sistema, con un ajuste de las extracciones y de las condiciones de operación para buscar a un uso sustentable. Esto no sucede cuando son varios los usuarios. La ventaja de la integración de los diferentes usuarios de un acuífero, aunque es bien percibida por los interesados, necesita incentivos para su consorcio. Estos incentivos deben vencer posturas encontradas, de índole tanto económica como social, que impiden llegar a acuerdos y adoptar decisiones razonables favorables a todos. Ejemplos positivos son los de Castell de La Solana y Ondara, con unión entre las distintas comunidades de regantes, en el primer caso de nueve y en el segundo cuatro comunidades, aunque con grandes dificultades, que en estos casos están relacionadas con la valoración de las instalaciones de cada una de las comunidades.

Conformidad: 12-05-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
30–160509P	09 de mayo de 2016	CHJ
Entrevistado	Teodoro Estrela Monreal, Jefe de Planificación	
Organismo	Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ)	
Temática	Acuíferos costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar	

Comentarios

Los principales problemas de acuíferos costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar son los de las Planas de Castellón y de Oropesa–Torreblanca y los de La Marina Alta.

En el plan hidrológico se ha puesto especial atención a la evaluación de las salidas de agua subterránea al mar y al balance los acuíferos costeros. Se considera que se tiene mal estado cuantitativo cuando el cociente entre recursos y extracciones es igual o superior a 1 y además la tendencia de niveles piezométricos es al descenso. En tales casos no se dan concesiones nuevas. Esto es una acción con repercusiones económicas y sociales y por tanto requiere la mayor atención, así como su replanteo en planificaciones posteriores si los datos y la mejora del conocimiento progresan. Las salidas al mar se han evaluado por modelación general con el modelo Patricial. En cada acuífero costero con descarga al mar se establece que se debe respetar un caudal de salida del 50% del natural, lo que disminuye los recursos disponibles. Una evaluación sencilla, pero más elaborada, ayudaría a tener balances más realistas para la toma de decisiones. En el apartado 5.3.3 del Anejo 5 y en el 4.3.4 del Anejo 12 de la Memoria del Plan Hidrológico del Ciclo de Planificación 2015–2021 se explica lo referente al tratamiento de los aspectos de intrusión marina.

Se ha intentado obtener un indicador sencillo relativo al estado de un acuífero costero, pero no se ha llegado a un resultado satisfactorio.

En el interfluvio del Palancia–Mijares (Millars), que corresponde a la Plana de Castelló, hay serios problemas de salinización de las aguas subterráneas que afectan a las Comunidades de aguas subterráneas de Vall d'Uixò y de Moncofa, cada una con asignaciones diferentes en el Plan hidrológico. Moncofa ha tratado de paliar el problema alejando los pozos de la costa.

La reutilización de aguas residuales tratadas para riego agrícola está bien desarrollada en la Plana de Valencia y en el entorno de Alicante, pero no en la Plana de Castelló. En ella se dispone de 20 hm³/año, de los que 10–12 hm³/año corresponden al área de Vall d'Uixò–Moncofa. En Castelló se tiene el problema que el agua regenerada tiene un exceso de salinidad a causa del acceso de aguas salinas a la red de alcantarillado. Es necesario eliminar o separar previamente esas fuentes de salinidad, en especial en Benicassim y El Grau. Una solución alternativa es aportar excedentes del río Mijares, que se producen en años húmedos y medios, pero la disponibilidad de esos excedentes en cantidad y momento puede disminuir si se aumenta el caudal ecológico a respetar en el tramo final del río. La utilización de excedentes requiere la conformidad del Sindicato Central del Mijares; ellos prefieren que se haga como una cesión de derechos. Esto se explica en los artículos 15, 16 y 17 de las normas del Plan Hidrológico. La puesta en funcionamiento de la planta de desalinización de Moncofa es una cuestión pendiente.

En La Vall d'Uixó, el depósito de agua de Bellcaire, de 2 hm³, que puede recibir y regular agua del Mijares, se diseñó para alimentar a una recarga artificial por balsas dentro de un proyecto financiado por la Fundación CocaCola. La posibilidad de uso directo del agua requiere una licencia bajo condiciones complicadas ya que hay que pagar las inversiones realizadas por Acuamed. Parece difícil recuperar los costes de explotación e inversión, pero por lo menos se deberían recuperar los costes de operación y parte de los de inversión.

En el entorno de la Albufera de Valencia el agua subterránea es salina, como lo fue anteriormente el agua de La Albufera, pero es una salinidad de origen natural. Casi no hay explotación de agua subterránea en el entorno.

Existen pozos de sequía, que son privados pero en los que la Administración ha invertido en mejoras y adecuaciones en los mismos. No tienen el desarrollo de gestión que existe en la Cuenca del Segura. Se intenta repercutir los costes de gestión y mantenimiento a los usuarios que reciben el beneficio de su existencia.

Los explotadores de las captaciones de agua subterránea no aportan recursos económicos ni pagan cánones, con la excepción de lo ya establecido en el Alto y Medio Vinalopó, que no es costero. Recuperar los costes de gestión de las aguas subterráneas es una acción necesaria a abordar en el próximo plan hidrológico.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
31-160509C	09 de mayo de 2016	CHJ
Entrevistado	Javier Ferrer Polo Carmen Montoro	
Organismo	Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ)	
Temática	Acuíferos costeros de la Demarcación Hidrográfica del Júcar	

Comentarios

Los problemas de salinidad más importantes de la Demarcación Hidrográfica del Júcar son los de La Rambleta–Vall d'Uixò.

En el área de Sant Joan–Benidorm, los problemas de salinización son de origen natural y no son relevantes actualmente al haberse solucionado con infraestructura hidráulica.

En La Marina Alta, en Jávea (Xàvia), se utiliza la desalinización de agua marina con toma mediante pozos costeros, de agua superficial salobre en Denia y de agua de pozos salobres en Calpe (Calp) y otros municipios menores. Estas plantas son municipales y tienen concesión para extraer el agua salada y salobre. No está definido como debe crecer la capacidad. Parece que deberían unirse. El principal problema es la falta de demanda del agua producida en invierno. El vertido de los rechazos de las plantas es a barrancos en lugares próximos al mar. No originan problemas en Jávea y Calpe. El vertido al barranco de Denia está en revisión administrativa.

Para el aprovechamiento de las aguas residuales urbanas tratadas existen problemas. Por ejemplo en Castelló, por exceso de salinidad, ya que los colectores de aguas residuales llegan a estar por debajo del nivel del mar. También en Benidorm se vierte al alcantarillado el agua extraída por hoteles para aprovechamiento geotérmico en circuito abierto, que puede ser salina. El ayuntamiento no parece exigir el cumplimiento de la normativa de vertido a la red de alcantarillado establecida por ellos.

La Entitat de Sanejament de la Generalitat Valenciana ha acoplado a la EDAR de Benidorm una ósmosis inversa para reducir la salinidad y hacer posible la utilización agrícola a través del Consorcio de La Marina Baixa.

Los problemas de salinidad que sufre la Marina Alta son principalmente por falta de gobernanza y previsión de actuaciones. En caso de sequía, con pequeñas conexiones adicionales y una gestión más global se podría aportar más agua desalinizada, pues hay capacidad de producción. Pero en algunos casos no existe contrato de suministro de la potencia y energía eléctrica necesaria, con independencia de la habitual dificultad de acuerdo en la distribución de los costes económicos adicionales entre los municipios beneficiados.

Conformidad: 12-05-13

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
32–130510	10 de mayo de 2016	Nules, Centro
Entrevistado	Vicente Embou	
Organismo	Comunitat General d'Usuaris de la Vall d'Uixò	
Temática	Problemas de salinización de las aguas subterráneas y gestión en La Vall d'Uixò	

Comentarios

La Comunitat General d'Usuaris de La Vall d'Uixó forma parte de la masa de agua subterránea de la Plana de Castelló. Se han realizado diversas mesas redondas para explicar cómo afecta del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar.

El área está afectada por salinización de las captaciones, con diferentes intensidades. Por esa razón, los pozos se han ido desplazando hacia el interior, con lo que han de ser más profundos y con mayor elevación de bombeo. El coste de obtener el agua tiene un valor medio de 0,4 €/m³, incluyendo los gastos de la Comunidad, que varía entre 0,2 y 0,7 €/m³, según el lugar, la más barata de mayor salinidad por la proximidad a la costa y la más cara de buena calidad pero con mayor elevación. Hay un estudio de detalle que fue financiado por la Fundación CocaCola.

La Comunitat General tiene unas 40 captaciones de 11 comunidades. Cada comunidad ha pagado la construcción de las captaciones que posee y realiza su operación. Hay pozos en régimen de derecho privado por anteceder a la Ley de Aguas de 1985 (Catálogo) y otros en régimen de concesión (Registro). Estas últimas están gestionando fusiones y su tratamiento en régimen de concesión antes de que expiren los derechos privados (en 2035). La Comunidad General recibe unos 60.000 €/año como derrama por su actividad. Los posibles excedentes de agua de los pozos en régimen privado se pueden transferir de unas comunidades a otra a precios acordados.

La explotación de aguas subterráneas en el área en su estado actual no es sostenible y requiere ser replanteado, no solo en La Vall d'Uixó sino en el conjunto de la Plana de Castelló, incluyendo la Comunidad de Regantes del río Mijares (Millars). La agricultura de regadío tiene un peso económico y social importante en la zona y su quiebra sería un importante perjuicio al área. Es el principal motor económico local. El paso a cultivo de secano no es económicamente viable.

Para encontrar una solución sustentable a la agricultura de regadío es necesario contar con nuevos recursos de agua.

Se reutiliza en agricultura el 100% del agua depurada en la EDAR de La Vall d'Uixó, unos 1,5 hm³/a. Se puede reutilizar el agua de la EDAR de Castelló, que se tomaría a cota 100 m en el río Millars. Sin embargo esa agua depurada tiene problemas de salinidad. Eso exige separar las aguas residuales con salinidad de El Grau y de Benicassim de las de baja salinidad de Castelló. Se trata de unos 5 hm³/a.

Otra fuente de agua son los excedentes del río Millars, que varían entre 2 y 7 hm³/a según el año. Está contemplado en el Plan Hidrológico. La regulación se haría en la balsa de 2 hm³ existentes en Bellcaire. Los regantes del

Millars han venido utilizando agua subterránea y agua superficial en proporción del 50% cada una, que pasaría al 30 y 70% respectivamente.

La desalinización no se ve como una opción viable. Existe una planta en Moncofa, que no está operativa.

La balsa de regulación fue inicialmente prevista por la Comunitat de Regants con un coste de inversión de 15 M€, de los que 5 M€ eran aportados por la Comunitat de Regants. La construcción la realizó Aquamed, con una inversión de 35 M€, de los que 8 M€ eran de fondos FEDER con la condición de destinar el agua a mejora medioambiental, que en este caso era la recarga del acuífero. La balsa está construida pero su llenado debe hacerse en 5 etapas sucesivas para cumplir la norma de seguridad. La plena operatividad no se alcanzará sino en 10 años.

El uso del agua retenida en primera fase, unos 0,4 hm³, si se hubiese hecho en las condiciones iniciales de diseño, hubiese costado 0,04 €/m³, pero en las condiciones reales hubiese sido a 0,15 €/m³, que es excesivo.

Los agricultores no pueden pagar los 24 M€ de la inversión realizada después de descontar el aporte FEDER, pero sí con el presupuesto inicial que ellos habían elaborado, haciéndose cargo de 5–6 M€ a amortizar en 75 años.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
33–130525C	25 de mayo de 2016	DET–UPC, Barcelona
Entrevistado	Lucila Candela Lledó Jesús Omar Aparicio	
Organismo	Departamento Ingeniería Civil y Ambiental. Universitat Politècnica de Catalunya	
Temática	Tratamiento de la salinización de las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena	

Comentarios

Se está realizando un estudio económico del agua desalada en agricultura y en los recursos hídricos totales en el Campo de Cartagena, como tema de la tesis doctoral que realiza Jesús Omar Aparicio, Agrónomo, en la UPC, tutelado por Lucila Candela y Oscar Alfranca, ambos profesores de la UPC. El trabajo se centra en analizar la situación actual de la desalinización de acuíferos continentales en el Campo de Cartagena y los aspectos económicos que conlleva esta actividad. Al mismo tiempo se analiza también económicamente la planta desalinizadora de la Universitat d'Alacant, cuya agua es utilizada para riego de jardines en el campus.

En el Campo de Cartagena hay más de 1000 pozos operativos o que se pueden poner en operación. El agua subterránea tiene una salinidad superior a la tolerable con el riego. Para lograr un agua con una salinidad apropiada para el riego de los cultivos se realizan mezclas con agua de menor salinidad, adquirida principalmente (si está disponible) del trasvase Tajo–Segura, o en su caso con agua subterránea mediante un tratamiento de ósmosis inversa para reducir su salinidad. En el Campo de Cartagena hay numerosas plantas de desalobración con capacidades entre 100 y 2000 m³/d. Parte de ellas son fijas, pero otras son móviles para operar allí donde convenga y además evitar problemas de regulación y permisos administrativos. En el área existe un colector de salmueras residuales que vierte al Mar Menor y que tiene ramales. La infraestructura no tiene la capacidad de recibir todo el vertido del área. El colector esté en mal estado, con gran cantidad de fugas. Esta descarga pueda producir impactos en la calidad del suelo por la alta salinidad.

Buena parte de los pozos del Campo de Cartagena tienen derechos privados según la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985 y deberían estar inscritos o en trámite de inscripción en el catálogo de aguas privadas. Consecuentemente, en el área se tienen transacciones de agua privadas. Los regantes, del orden de 1000, están agrupados en la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, cuyo presidente es D. Mariano Soto.

El coste del agua aplicada al regadío está entre 0,20 y 0,30 €/m³. La disposición al pago es de alrededor de 0,70 €/m³.

Conformidad: 31–05–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
34–130620C	20 de junio de 2016	ICRA, Girona
Entrevistado	Josep Mas Pla	
Organismo	Universitat de Girona/Institut Català de Recerca de l'Aigua	
Temática	Aguas subterráneas salinas en La Tordera y Empordà–Baix Ter	

Comentarios

Ha habido serios problemas de intrusión marina en los acuíferos del Delta de La Tordera, que han afectado a la población servida con pozos, en especial a Malgrat de Mar, pero también a las otras poblaciones cuya demanda se suministra a partir de la explotación de las captaciones del delta. Para solucionar el problema se construyó una planta desalinizadora de agua del mar. La mejora de calidad del agua de abastecimiento ha sido muy notable, pero con un incremento de la tarifa de servicio a la que la población manifestó cierto rechazo. Reclamaba que el incremento se redujese a cargo de los beneficios que la mejora producía en la industria local y en la agricultura y a cargo de las obligaciones de la Administración de frenar y reparar la salinidad de los acuíferos, que se deriva de lo dispuesto legalmente y de la aplicación de la Directiva Marco del Agua.

En el Baix Ter, el suministro poblacional tradicional es a partir de pozos en el entorno de Gualta, en el margen derecho, y cercanos a Ullà–Torroella en el margen izquierdo del Ter. Sólo existen problemas para el suministro urbano en la época estival, pero sin que ello dé lugar a conflictividad social. No obstante, los pozos más antiguos situados en el margen derecho, por detrás de las dunas donde hoy se ubica el campo de golf, a unos 5,5 km de la línea de costa, han quedado inservibles a causa de la alta salinidad asociada a la intrusión marina generada por el bombeo en el acuífero profundo del aluvial del Baix Ter.

En el Alt Empordà, en la zona situada entre las formaciones deltaicas de los ríos Fluvià y Muga, se habían producido notables descensos de nivel y procesos de salinización que afectaron a los abastecimientos de Empúria Brava y a los de Rosas y Cadaqués. Con el cese de la extracción de agua aproximadamente en 1985, el agua del acuífero volvió a ser dulce y surgente. La recuperación fue relativamente rápida: en 1993–1995 ya presentaba una completa ausencia de salinización (564 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2015). Se han restablecido algunos cultivos de arroz con agua subterránea en La Gallinera, con pozos de 10–20 m de profundidad. Se ha asociado a este cultivo un aumento en el contenido en NO_3^- , pero el origen es la agricultura del área en general, según los estudios realizados por Jordi Montaner. La salinidad de algún pozo surgente y sin bombeo de El Cortalet (645 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2015) es debido a aportes profundos, que se caracterizan por agua con alto contenido en Na^+ , HCO_3^- y H_2S . Algunos pozos (Almatà) de alrededor de unos 40 m de profundidad, situados a unos 1,2 km de la costa, presentaban salinidades de 4660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1375 mg/L Cl en 2015. La diferencia entre ambos pozos se atribuye a que el del Cortalet podría estar alimentado por flujos más profundos procedentes del basamento.

El margen derecho del río Fluvià, entre el río y L'Escala, no presenta intrusión marina destacable, dado que la mayoría de los pozos agrícolas se sitúan en el nivel superficial, hasta unos 20 m de profundidad, y que no existen captaciones destinadas al uso urbano. Cabe destacar que el propio río Fluvià presenta, especialmente en verano, una salinización destacable en su tramo inferior, entre Sant Pere Pescador y la costa, y ello conlleva una intrusión salina en el acuífero procedente del propio río e inducida por bombeo de los pozos agrícolas.

Actualmente, la posible salinización en el acuífero del Ridaura no presenta ningún problema al abastecimiento urbano, dado que los pozos de captación se refuerzan con el agua procedente del Ter del abastecimiento Costa Brava Sur. La infiltración de las aguas procedentes de la EDAR a través del cauce del río influye en la recarga y posiblemente ayude a contener la intrusión marina en el tramo litoral. No hay bombeos significativos en la zona litoral del Ridaura, dado que está completamente urbanizada (Platja d'Aro).

Se aportan dos artículos referentes a esta temática.

Conformidad: 22-06-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
35–16–07–11P	11 de julio de 2016	Oficina Técnica, Servicio Recurso Hídrico
Entrevistado	Luis Rodríguez Miguel Fernández Mejuto Juan Antonio Hernández	
Organismo	Diputación de Alicante	
Temática	Situación a lo largo del litoral alicantino	

Comentarios

El Marjal de Oliva–Pegó, limítrofe y con parte en la provincia de Valencia, no tiene actualmente problemas de salinización. Más bien hay niveles freáticos muy altos en el Parque Natural del Marjal de Oliva–Pego, que en parte se drenan al exterior. No obstante, puede haber algún pozo agrícola con problemas locales. La recarga a los acuíferos de las Sierras de l'Almirall (Almirante) y Mustalla en el lado N y de la Segària en el lado S es buena. Es una de las zonas más lluviosas de la provincia de Alacant.

En el área de El Verger, entre el Marjal de Pego y Dénia, el IGME hizo un modelo de simulación de la intrusión marina. Los humedales tienen agua salobre por efecto de zona de mezcla de agua dulce–agua salada. Como hay aportes de agua dulce, un aumento de bombeo aguas arriba y una disminución aguas abajo produce una menor salinidad del agua del marjal. En el área, muy compartimentada geológicamente, los acuíferos principales no tienen contacto directo con la costa y están bien recargados.

En Dénia, el río Racons tiene una descarga al mar estimada en 40 hm³/a. El acuífero carbonatado cerca del mar tiene cierta salinización. Por razones geológicas, la intrusión no puede penetrar hacia el interior. En el Marjal de Denia, para cultivar se drenan en el entorno de 15 hm³/a. El abastecimiento de Denia se asegura mediante dos plantas desalobradoras de 6000 m³/d. Tuvieron problemas de duración de las membranas a causa del arrastre de limos. La captación posterior de agua de las formaciones detríticas ha solucionado el problema asociado a la turbidez. Se producen unos 1000 m³/d de salmuera, que se vierten conjuntamente con las aguas salientes de la depuradora de aguas residuales que gestiona EPSA (Generalitat Valenciana), en el colector al final del río Molinell. Una balsa permite regular los caudales de salmuera para amortiguar la variabilidad. El agua salobre procede del borde del Montgó, donde además hay algunos pozos agrícolas con problemas de salinidad, pero no graves en el conjunto.

En Jávea (Xàvia), los problemas de salinidad del agua subterránea son ya conocidos desde hace tiempo y atribuibles a una intensa explotación. Han disminuido con el tiempo. Se dispone de una desalinizadora de agua marina captada a través de pozos en calizas costeras, con buen funcionamiento. El agua producida en parte se exporta a otros municipios. También hay captaciones mediante pozos en el interior del territorio.

En Benissa se tiene un contacto de rocas carbonatadas con el mar a lo largo de más de 20 km. La contaminación por agua marina puede penetrar en el territorio hasta 10 km, aunque irregularmente. Hay pozos con CE de 4–5 mS/cm a 10 km de distancia de la costa. La explotación se estima en 6–8 hm³/a. El acuífero es en buena parte cautivo bajo margas y sólo aflora en los bordes interiores. En la comunidad de Benitatxell el agua es desalobrada en verano.

Hay numerosas descargas al mar, pero no hay aún un estudio de detalle termográfico ni se ha hecho investigación apoyada en el conocimiento de los pescadores locales. Las grandes surgencias del área son Toix y Moraig. La posible conexión entre ellas, afirmada en algunos estudios, es por lo menos problemática dado que están muy distantes (>20 km). En el interior se realizó una perforación de 1036 m de penetración a cota 635 m, capaz de proporcionar más de 100 L/s de agua prácticamente marina, pero no está en uso.

En el territorio interior se drenan unos 600 L/s por una galería que tiene una comunidad de usuarios. Los pozos de Jávea del interior del territorio pueden haber afectado a la descarga de la galería y ahora se tiene que bombear en verano. No se han producido indemnizaciones, los usuarios han reclamado a la CHJ y han llevado a cabo actuaciones propias para tratar de paralizar esos pozos.

La población de Calpe desalobra el agua procedente de 4 pozos. No extrae agua del área interior para evitar conflictos.

En general, la Marina Alta es geológicamente compleja, con numerosos pequeños acuíferos que forman compartimentos que tienen buena recarga. Esto ha sido recogido en un reciente (2013) estudio de detalle que la DPA ha realizado conjuntamente con el IGME.

La desalobración se hace sin subvencionar el precio de agua de abastecimiento.

En Altea–Benidorm se explota el Cuaternario. No hay actualmente problemas ya que el abastecimiento de agua es desde el exterior. El uso del Cuaternario es en todo caso local, por hoteles, en general en relación con geotermia de baja entalpía y llenado de piscinas. En Benidorm se reutiliza el 50–60% del agua residual depurada. Tampoco hay problemas especiales en La Vila Joiosa, salvo contenidos elevados de sulfatos de procedencia de rocas Triásicas. El abastecimiento de la Mancomunidad de Canales de Taibilla y Riegos de Levante llega a Sant Joan y Campello. No hay uso de agua subterránea, salvo el doméstico. Lo mismo sucede en Sant Vicent del Raspeig y Alacant, con similares problemas de alto contenido en SO_4 de origen triásico en algunos casos.

En la Vega Baja del Segura, la salinidad es alta (agua salobre) en la albufera de Santa Pola y en el Fondo (Hondón) de Elx (Elche). En el Realengo existe un pozo surgente con CE de 15 mS/cm. En el área se dispone de 35 hm³/a de aguas salobres y aguas urbanas depuradas. Existen pozos de sequía en la Sierra de Orihuela (Oriola), pero ya no se utilizan por su salinidad. Hay unas 30 desalobradoras de los regantes.

En el extremo S de la provincia de Alicante, en el entorno del área lagunar (Salinas de La Mata y Salinas de Torrevieja), incluyendo Guadiamar de Segura, Torrevieja, San Miguel de Salinas y Cabo Roig, no hay uso importante de agua subterránea para abastecimiento. Para cubrir la demanda de agua de abastecimiento y para ciertos usos agrícolas se dispone de los aportes del Transvase Tajo–Segura, a través de la Mancomunidad de Canales del Taibilla.

En Cabo Roig, las explotaciones agrícolas mantienen niveles piezométricas de hasta –40 m. Hay un modelo de simulación del acuífero de Torrevieja (Pedro Martínez Santos y Patxi Elorza) que el regadío en el área. En Pilar de la Horadada se produce agua salobre de drenaje de terrenos.

En toda el área provincial, la Diputación de Alicante dispone de una red propia de observación de las aguas subterráneas, con algunos sondeos propios pero mayormente pozos existentes. Hay 10 pozos con medida en continuo de la CE del agua extraviada. En la Vega Baja hay algunos multipiezómetros.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
36-16-07-11P	11 de julio de 2016	Confederación Hidrográfica del Segura
Entrevistado	Jesús García, Jefe Planificación de la CHS	
Organismo	Confederación Hidrográfica del Segura	
Temática	Problemas de salinización costera en la Cuenca del Segura	

Comentarios

El problema coyuntural más apremiante del momento en la Demarcación del Segura es la pérdida de calidad de las aguas del Mar Menor, con proliferación de algas en relación con el alto contenido en NO_3 , entre otras causas. Las playas entorno al Mar Menor tienen un elevado uso poblacional. La pérdida de transparencia es un notable demérito. El Mar Menor contiene un volumen de agua moderadamente hipersalina, de 600 hm^3 , con una profundidad máxima de 6 m. Fue más salina en tiempos anteriores. La salinidad actual ha disminuido por intercambio con el mar (Mar Mayor) a través de dos golas excavadas, sin compuertas. El flujo de intercambio se evalúa en $800 \text{ hm}^3/\text{a}$. Su funcionamiento se ha simulado con el modelo PATRICAL. Recibe agua de algunos cursos superficiales, principalmente la Rambla del Albuñol ($200\text{--}300 \text{ L/s}$, muy variable) y la descarga subterránea a lo largo de toda la periferia interior.

La descarga de agua subterránea es salobre, con alto contenido en NO_3 (hasta 300 mg/L NO_3), desde hace algunas décadas. Ha ido creciendo con el tiempo. Para tratar de reducir la aportación de contaminantes agrícolas al Mar Menor se piensa en un colector periférico en tubería, con juntas abiertas, en lecho de gravas, ya parcialmente construido, aunque no siempre con la profundidad adecuada para un buen drenaje. Para evacuar esa agua hay que conducirla y bombearla al mar por salidas en los extremos N y S de la barra arenosa (manga) y allí verterla a emisarios submarinos que permitan su difusión, sin daños a la ecología marina. La salinización es principalmente por retornos de riego.

En la Cuenca del Segura no hay problemas singulares de intrusión marina costera, salvo en unos pocos lugares. El área de Torre Vieja es en cierto modo similar al Campo de Cartagena.

En Mazarrón y Águilas hay un abandono general de captaciones agrícolas, aunque el cese de extracciones no lleva a una clara mejora de la salinidad. En Mazarrón hay derechos de captación de aguas subterráneas de $8 \text{ hm}^3/\text{a}$. La extracción actual real es de menos de $1,5 \text{ hm}^3/\text{a}$.

Se han hecho ensayos de inyección de aguas de salmueras de rechazo en niveles triásicos profundos del Campo de Cartagena, en Cabezo Gordo.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
37–16–07–11CC	11 de julio de 2016	Oficina del IGME en Murcia
Entrevistado	José Luis García Aróstegui Jorge Hornero Díaz	
Organismo	Unidad Territorial del IGME en Murcia	
Temática	Estado de los acuíferos costeros	

Comentarios

Existe actualmente un proyecto gestionado por la Comunidad Autónoma de Murcia de unos 5 M€ (obra y explotación) para reducir el aporte de NO_3 al Mar Menor por la Rambla del Albujón, mediante unas 40 ha de filtros verdes, con la asesoría científica del Dr. Joan García, de la ETSICCP de la UPC. En la actualidad, el agua de la Rambla de Albujón que descarga al Mar Menor es casi exclusivamente un vertido de salmueras procedentes de la desalobración por ósmosis inversa de aguas subterráneas del acuífero Cuaternario y Plioceno en la parte sur del Campo de Cartagena. Este acuífero contiene agua de elevada mineralización y alto contenido en NO_3 . Desde al menos 2013, la Rambla del Albujón no es un vertido de aguas de población. Se considera también la posibilidad de desalobración por bioelectrogénesis, a nivel de cada planta desalobrador para riego.

En el área del Campo de Cartagena, el problema actual más serio es la escasez de agua para atender la demanda de riego, que se acentúa en periodos de sequía debido a la reducción del aporte de agua a la zona, en especial ligado a la reducción del Transvase Tajo–Segura. Esto obliga a compensar el déficit con mayor extracción de agua subterránea. Dada la mala calidad y salinidad, buena parte de tales aguas deben ser sometidas a de un tratamiento previo de desalobración, lo que conlleva salmueras de rechazo.

Se han dado cifras muy dispares del número de plantas desalobradoras existentes en la zona. Aunque se dan cifras de unas 500 plantas, podría haber hasta más de 2000, aunque con capacidades de producción muy distintas. No existe un inventario oficial y esas cifras son muy inciertas, en especial porque carecen de autorización de uso y vertido. Para colectar las salmueras residuales, a finales de la década de 1990 el Ministerio de Obras Públicas construyó una red de salmueroductos. Esta red descarga directa o indirectamente a través de la Rambla del Albujón al Mar Menor, ya que por ahora no existe un colector–interceptor que permita su evacuación adecuada al Mar Mediterráneo. La Rambla del Albujón descarga unos 200 a 300 L/s, muy variables, buena parte de los cuales son descarga de los salmueroductos y escasamente son de descarga del acuífero. El uso de los salmueroductos está siendo recientemente impedido por la CHS al no tener las plantas de desalobración autorización de vertido.

Las plantas desalobradoras producen un rechazo del 25% de los caudales bombeados, que se estiman en unos 1000–1200 L/s en la parte sur del Campo de Cartagena). Solo una parte se vierte en los salmueroductos. Es probable que la mayor parte se vierta de una forma u otra al acuífero cuaternario.

La descarga difusa del acuífero al Mar Menor se puede estimar groseramente en $60 \text{ hm}^3/\text{a}$, pero la cifra es muy incierta y debe mejorarse con medidas in situ.

El Mar Menor tiene una CE de 70 m S/cm.

Algunos investigadores del IGME colaboraron en un proyecto de posible evacuación de las salmueras residuales del Campo de Cartagena por inyección profunda, para la Comunidad de Vertidos Murcia Sur. Al sur de La Tercia se construyó y operó un pozo profundo de unos 900 m, que alcanza las formaciones del Serravaliense. La obra no tuvo autorización administrativa por la CHS y a efectos legales no funciona.

En Benferri, al N de Orihuela (Oriola), en la provincia de Alicante (Alacant), la DPA y el IGME, con el objetivo de evacuar las salmueras residuales de desalobración, estudiaron y diseñaron para la Comunidad de Regantes de Benferri un sondeo de inyección con una profundidad de unos 600 m, con capacidad para inyectar unos 25 L/s en la formación carbonatada del Triásico. El sistema diseñado funcionó con autorización administrativa. No hay datos sobre la situación actual. No parece haber habido problemas de inyección, aunque la operación se convirtió en algo costosa, principalmente por el mantenimiento de la planta desalobrador.

En Cabo Roig se perforaron decenas de sondeos de extracción de agua subterránea, en buena manera para el abastecimiento a urbanizaciones costeras construidas a principios de la década de 1980. En 10–15 años el acuífero se salinizó. Desde hace unos 20 años, la situación de intrusión marina, sobre todo en el sector central del acuífero, provocó que casi no se utilizasen la mayor parte de los sondeos, quedando tan sólo algún pequeño núcleo de explotación aislado en la parte más interior del acuífero para complementar el abastecimiento a pequeñas urbanizaciones y en su borde suroeste para el regadío extensivo en fincas con significativa producción agrícola. El acuífero tiene conexión con el mar en su sector central y NE y quizás en el S. Existe un modelo de simulación de flujo y también un modelo de gestión de salmuera de rechazo mediante inyección profunda, analizando diferentes escenarios de explotación. Se valoró el efecto que produciría sobre la recarga la disminución de los afloramientos permeables del Plioceno dentro del área del acuífero, al ser ocupados por el desarrollo urbanístico.

En Torrevieja sucedió algo similar. El uso del agua era mayoritariamente para agricultura. La situación de intrusión marina y su conexión hidráulica con el Mar Mediterráneo no llegó a ser evaluada suficientemente, a diferencia de Cabo Roig. La elevada salinización apuntaba a una problemática algo diferente, no asociada a procesos de intrusión, si bien esta era notable al igual que sus efectos sobre los cultivos. Las aguas de bombeo eran mezcladas con otros recursos externos gestionados por las comunidades de regantes. Existe un modelo de simulación de flujo (de densidad variable) menos contrastado que en el caso de Cabo Roig y un modelo gestión de la salmuera de rechazo con un proyecto similar al de Cabo Roig.

En Mazarrón hay múltiples acuíferos triásicos. Se estudió en la década de 1970 por Adaro, para el IGME. Por otra parte, la Comunidad de Regantes de Mazarrón instaló la desalobrador Virgen del Milagro, que fue pionera en la cuenca del Segura. Al área de Mazarrón no llega el agua del Transvase Tajo–Segura. Actualmente también disponen de la desalinizadora de agua del mar de Valdelentisco, si bien ésta se destina principalmente a complementar el agua de regadío de la parte oeste del Campo de Cartagena.

Águilas dispone de una desalinizadora de agua marina. La intrusión marina se desarrolló en el acuífero de Águilas–Cala Reona, uno de los del área.

Conformidad: 22–07–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
38-16-07-12P	12 de julio de 2016	Cartagena. Oficina de la Comunidad
Entrevistado	Mariano Soto	
Organismo	Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena	
Temática	Problemática de salinización en el Campo de Cartagena	

Comentarios

El principal problema del Campo de Cartagena es la escasez de agua de calidad y la incertidumbre sobre la disponibilidad de la misma. Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena, que son empleadas por los agricultores mezcladas con los recursos suministrados por la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, presenta una alta salinidad, con una CE superior en muchas ocasiones a 5 mS/cm. Según la FAO, para que el agua sea apta para riego debería tener $CE < 3$ mS/cm. Además, debido al empleo de aguas con alta CE, se aportan enmiendas al terreno. El riego está muy tecnificado. En parte se trata de agricultura ecológica sin plaguicidas. La extracción es de 50–60 hm³/a, que puede llegar hasta 100 hm³/a en años de disminución de los aportes exteriores de agua. Por tanto se trata de un gran problema de salinidad y de incertidumbre en las disponibilidades de agua en cantidad y calidad para plantear las campañas agrícolas. Dicha incertidumbre explica la existencia de numerosas balsas de los propios agricultores. La Comunidad de Regantes dispone de una capacidad de balsas para regulación de unos 2,5 hm³.

Algunos agricultores reducen la salinidad del agua subterránea, dado que cuentan con desalobradoras privadas. Algunos vertían la salmuera a la red de salmueroductos de la Administración del Estado, construida en la década de 1990, pero que no se completó. Actualmente la Administración ha taponado esos conductos al no tener autorización de vertido las diferentes numerosas plantas existentes.

Las zonas regables del Campo de Cartagena disponen de aguas subterráneas de los propios regantes, agua del trasvase Tajo–Segura, agua depurada, agua salobre desalobrada y agua marina desalinizada. Cada agricultor hace la mezcla más conveniente de aguas disponibles. En las épocas de escasez se ve obligado al empleo final de agua con una alta conductividad eléctrica, con los problemas que ello supone, como salinización de suelo y reducción de la productividad y calidad de la producción agrícola.

Los agricultores actualmente aplican correctamente los fertilizantes ya que se encuentran asesorados adecuadamente desde un punto de vista técnico. Actualmente existe la posibilidad de usar fertilizantes con inhibidores de nitrificación (retrasan la nitrificación para evitar la lixiviación ocasional) pero son aun excesivamente costosos. La eficiencia actual de aplicación de fertilizantes es muy elevada. Más del 96% de la superficie emplea riego localizado. Las aguas subterráneas presentan un alto contenido de NO₃.

Los agricultores que disponen de un pozo profundo productivo lo consideran un seguro de disponibilidad y una ventaja competitiva sobre los que no lo tienen. Por esa razón se ve difícil que los cedan a la Comunidad de Regantes para que gestione los mismos. La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena no gestiona las aguas subterráneas, aunque en periodos de escasez puede recibir aguas subterráneas a través del SCRATS, previa autorización de la Confederación Hidrográfica del Segura.

Conformidad: 15-07-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
39-16-07-12C	12 de julio de 2016	ETS Ing. Agrónomos
Entrevistado	M ^a Dolores de Miguel Con la asistencia de: Marisol Manzano (UPCT)	
Organismo	Universidad Politécnica de Cartagena	
Temática	Aspectos económicos de la salinización en áreas costeras	

Comentarios

La reutilización de aguas residuales en riegos de cultivos leñosos se puede realizar con aquellas aguas que han sido tratadas al menos secundariamente. Para los cultivos de hortalizas el agua debe tener tratamiento terciario y aun así es poco aceptada por el riesgo de rechazos del producto en el mercado. En caso de tener que utilizarlos se hace a través de mezcla con otras aguas.

En los últimos años se ha producido un incremento significativo de los cítricos, los que ocupan una parte importante de la superficie en el entorno murciano, principalmente naranjos y mandarinos. Sin embargo, la especialización de la Región de Murcia en el cultivo del limón se encuentra amenazada desde hace varias décadas. Es debido a las fuertes oscilaciones de los precios de mercado que afectan a este cítrico, por lo que su valoración es menor ante una implantación y además tiene el problema de la "tristeza", enfermedad no detectable hasta que está muy avanzada y que exige cortar el árbol y reemplazarlo, esperando 2-3 años para recuperar la producción.

En la actualidad, se observa una tendencia de competitividad por el espacio entre cítricos y otros frutales, como mango, granada, caqui y pistacho, que tienen mayor potencial de mercado y demandan menos agua, pero esa sustitución aún no se ha implantado en el Campo de Cartagena.

Las hortalizas más comúnmente cultivadas son lechugas, alcachofas, brócoli, coliflor, melón y sandía, pero es algo posterior a la aportación de agua del Transvase Tajo-Segura. Antes dominaba el cultivo del algodón (hoy sólo testimonial) tomando agua del acuífero freático (Cuaternario) mediante aerogeneradores (molinos de viento), hoy abandonados.

Es importante la producción de sandía y melón en Torre Pacheco, con riego por goteo, bajo plástico y sin aplicación de herbicidas. El melón presenta mayor facilidad en el transporte y tiende a dominar. Son productos con buen rendimiento económico, con buen posicionamiento para la exportación al mercado español y de la UE. La competencia con Marruecos, en especial en cuanto a tomate y cítricos, hay que verla considerando que los productores en buena parte son los mismos del Campo de Cartagena.

La disposición al pago del agua por parte del agricultor es alta si los mayores precios van acompañados de seguridad en cantidad y calidad.

El riego deficitario controlado puede reducir hasta el 30% el consumo de agua pero se requiere una costosa instrumentalización.

La mano de obra en muchos cultivos supone algo más del 60% del coste de producción del cultivo. Se caracteriza por ser empresa familiar con notable profesionalización y asalariados, principalmente emigrantes. Según la experiencia en Pilar de la Horadada, los emigrantes se podían caracterizar en tres grupos:

- 1) profesionales
- 2) mano de obra de fácil integración
- 3) magrebíes de menor integración

El capataz agrícola tiene una difícil función ya que los emigrantes subsaharianos y magrebíes pueden mover pesos razonables, los iberoamericanos (principalmente ecuatorianos) por su menor tamaño corporal no pueden mover las mismas cargas y los de países del Este europeo son personas con buena formación previa, incluso universitaria, a los que es moralmente difícil forzar a hacer determinadas tareas de baja calificación. Esta situación se evidenciaba muy claramente antes de la crisis, en la época de mayor afluencia de emigrantes.

La alta tecnificación del trabajo exige formación apropiada para manejo de maquinarias y procesos. Muchos asalariados, una vez que la han adquirido, tienden a pasar a otras actividades, como la construcción. Esa fue una importante realidad en las dos décadas pasadas, pero ya no tanto.

Conformidad: 16-07-16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
40–190712P	12 de julio de 2016	Oficina en Torre Pacheco
Entrevistado	Alejandro Marín, jefe de ingeniería	
Organismo	Novhidro	
Temática	Estado de la desalobración en el Campo de Cartagena	

Comentarios

Novhidro es una empresa especializada en plantas desalobradoras de agua, principalmente de agua subterránea. Tiene dos instalaciones industriales grandes en el Campo de Cartagena, con las oficinas en Torre Pacheco. Da servicio a toda España y tiene numerosas actividades de inslación de plantas de desalobración en otros países. Diseñan, proyectan, montan e instalan las plantas adecuadas a unas determinadas características del agua y a su aplicación.

Las plantas desalobradoras existentes en el Campo de Cartagena podrían llegar o superar las 2000. Sus capacidades son muy variables, desde las de 400–500 m³/d (5 a 6 L/s) para pozos individuales comunes, hasta las de 2000–3000 m³/d (25–40 L/s) y las más grandes con módulos de 35.000 m³/d.

Comúnmente se trabaja a 15–20 atm, con un consumo energético de 1 kWh/m³ y un rechazo del 25% del caudal de alimentación. Para un agua de alimentación de 200 mg/L NO₃, el rechazo puede contener 500 mg/L en NO₃.

La salmuera rechazo se vertía a la red de salmueroductos que converge a la Rambla del Albuol y en parte al propio acuífero Cuaternario. Las actuales restricciones de vertido a la red de salmueroductos fuerzan al vertido por infiltración al Cuaternario. Así la calidad del agua del acuífero superior del Campo de Cartagena empeorará progresivamente e irá acompañada por una elevación de niveles freáticos. Se requiere urgentemente una gestión global del sistema, incluyendo al Mar Menor.

La eliminación de nitratos de los colectores y emisarios por métodos físico–químicos puede requerir 1 kWh/m³, similar al de la desalobración.

En el área trabajan 1,5 M emigrantes, permanentemente, que es una notable riqueza local. El turismo es muy estacional y poco desarrollado, excepto para la población local.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
41-16-08-23C	11-08 y 01/03-09-2016 03-09-2016	Gran Canaria Tenerife
Entrevistado	Comentarios de varias personas durante diversos recorridos	
Organismo	Contacto isla-mar a lo largo del litoral en Tenerife y en Gran Canaria	
Temática	Contacto isla-mar	

Comentarios

Se han efectuado diversos recorridos para ver las circunstancias de contacto insular canario con el mar.

En Tenerife se trata de la costa norte, entre Garachico y Puerta del Hidalgo, entre los macizos de Teno y Anaga, todo en basaltos intermedios y modernos (incluso recientes). Hay largos tramos de altos acantilados y contacto directo, sin sedimentos litorales. Los tramos con sedimentos litorales son escasos y de poco desarrollo, sin que parezcan ser impedimento alguno a la descarga de agua insular a la costa. Se ha visto principalmente el contacto en Garachico (NNW, donde hay acumulación de lavas recientes e históricas) y en el NNE: El Sauzal (acantilado), El Pris (semiacantilado), Valle de Guerra-Tejina (de coladas lávicas con borde acantilado menor) y Puerta del Hidalgo (con acantilado menor y tránsito a los basaltos antiguos del Macizo de Amarga y posible existencia de los basaltos submarinos a poca profundidad).

En Gran Canaria se ha visto de nuevo el área de Puerto de Mogán (SW) y algunos retazos costeros del oeste, con atención a la playa de La Aldea (San Nicolás de Tolentino) y el acantilado del Andén Verde (costa W). Se ha conversado con personas que han recorrido por mar el tramo Puerto de Mogán-Playa del Guyguy (próxima al litoral S de La Aldea). Se trata de contactos de basaltos antiguos alterados, predominantemente del tipo a-a, pero con tramos de basaltos pahoe-pahoe. Por estudios durante el proyecto SPA-15 y reconocimientos posteriores se sabe que los basaltos a-a son de muy baja permeabilidad pero los pahoe-pahoe mantienen una cierta permeabilidad a pesar de ser miocenos. La falta de datos de perforaciones, por las agrestes condiciones, no permite conocer el nivel freático salvo localmente y a cierta distancia del mar, en Veneguera y Tasarte. En los farallones de Guyguy aparecen algunos pequeños nacientes.

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
42-160907C	07 septiembre de 2016	La Minilla, teléfono y correspondencia
Entrevistado	María del Carmen Cabrera, Tatiana Cruz Fuentes	
Organismo	Universidad de Las Palmas de Gran Canaria	
Temática	Agua salada de pozos para desalinización en La Aldea	

Comentarios

En La Aldea (San Nicolás de Tolentino, W de Gran Canaria) hay dos pequeñas desalinizadoras, una para abastecimiento (Aldea II, $2 \times 2700 \text{ m}^3/\text{d}$) y otra para complemento de riego para mezcla (Aldea I, $1 \times 5000 \text{ m}^3/\text{d}$). Aldea I está sin uso y Aldea II funciona actualmente 4 días por semana, sólo con un módulo para abastecimiento y ocasionalmente con pequeños aportes para riego en momentos críticos de sequía. Se trabaja con un grado de producción de conversión en agua desalinizada del agua de alimentación del 0,45, que puede llegar a 0,55 cuando la salinidad de la alimentación disminuye.

Si se dispone de agua de las presas del barranco de La Aldea-Tejeda, aguas arriba, como ha sucedido en los últimos tiempos, esta agua es preferida para el riego, por ser más barata y de mejor calidad.

Para la alimentación de agua salada a las plantas de desalinización se diseñó la construcción de 12 pozos filtrantes a lo largo del estrecho frente de costa en la desembocadura del Barranco de La Aldea, en el W de Gran Canaria. Los pozos están ubicados paralelamente a la línea de costa a aproximadamente 50 m de la misma, con una longitud de 350 m. De los 12 pozos, se perforaron 10 y de ellos 5 están en uso y uno fue destruido en una tempestad marina. Los pozos tienen entre 25 y 50 m de profundidad; tras atravesar el relleno aluvial muy permeable, en parte no saturado, penetran en la parte alterada de los basaltos miocenos que subyacen y que son mucho menos permeables. En 2001 la capacidad de las bombas era de 75 L/s. En el momento actual la extracción es del orden de $6000 \text{ m}^3/\text{d}$ (70 L/s), o sea unos $1,2 \text{ hm}^3/\text{a}$ teniendo en cuenta el tiempo de utilización. El agua extraída es predominantemente marina y el resto agua salobre del acuífero. No hay estudios de detalle de las proporciones y cómo varían. La tabla reúne parte de los datos disponibles, aunque no siempre se sabe bien el punto muestreado y sus condiciones y las muestras de agua marina pueden tener influencia de agua del interior insular. El aporte de agua subterránea salobre del acuífero de La Aldea se refleja en la dilución y en el aumento de NO_3 y SiO_2 . El contenido en SiO_2 es muy pequeño en el agua del mar, pero crece por el paso por el acuífero si el tiempo de tránsito es largo. No se ha estudiado. En un caso, el agua de alimentación es próxima a la del acuífero y puede corresponder al inicio de extracciones tras una época de buena recarga.

D. Carmelo Santana ha aportado datos procedentes de los archivos públicos del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria.

Tabla. Análisis que se han puesto a disposición por los entrevistados y el CIAGC. Valores en mg/L excepto en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20 °C para la CE (conductividad eléctrica)

Pozo	Fecha	CE ₂₀	TDS	CI	HCO ₃	NO ₃	SiO ₂	B
Mar	14-09-06	47100	36910	20275	151	-	27,2	-
Mar	25-03-08	47125	-	18105	146	44,8	16,4	4,9
4	01-12-00	45100	-	17076	238	15,9	5,1	-
5	02-03-00	51900	-	20405	124	-	64,1	-
6	01-12-00	51300	-	19241	183	3,5	6,6	-
6	02-03-00	48200	-	16287	86	112,6	24,6	-
9	01-12-00	65600	-	22578	229	4,9	5,1	-
12	07-04-01	52200	-	17067	86	381	26,2	-
4	28-12-04	46400	-	21515	95	11,0	6,5	2,9
4	24-03-08	43800	32480	20217	91,5	5,3	6,4	3,7
4	02-05-9	45600	36175	18240	160	31,8	11,4	4,5
4	20-06-09	45300	35960	18170	183	31,0	<1,1	4,7
5	15-04-10	15480	10600	5450	184	194	35,8	1,6
1	13-08-13	37615	28200	15265	183	53,0	9,7	7,6
1	17-07-14	29800	23880	13222	179	55,6	20,2	2,9

Conformidad: 15-09-16



Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
43-161111P	11 de noviembre de 2016	Estación de tren de Castellón de la Plana
Entrevistado	Ignacio Morell Evangelista	
Organismo	Catedrático de Hidrogeología Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas Universitat Jaume I	
Temática	Intrusión marina en Castellón	

Comentarios

La gestión de la intrusión marina en Castellón es un asunto al que se le está dedicando poca atención social, sin nuevos estudios de relevancia, ni tan solo geofísicos. Es debido en parte a que las afecciones por salinización de finales del siglo XX se han considerado reversibles sólo a largo plazo y de forma complicada. Por lo tanto no han atraído inversiones, además con la circunstancia de tener escasa observación y control.

Se ha entregado un *pen-drive* con los trabajos más recientes realizados por la UJI (Universitat Jaume I de Castelló) en colaboración o para el IGME, en los tres lugares con mayor problemática: Plana de Vinaròs, Plana de Oropesa-Torreblanca y Plana de Castellón y la Vall d'Uixò.

En la Plana de Vinaròs la salinidad se circunscribe a dos pequeños sectores alrededor de las poblaciones de Vinaròs y Benicarló.

Una tesis doctoral (Renau-Pruñonosa, 2012) ha estudiado la descarga continental subterránea al mar en la plana de Oropesa-Torreblanca. El principal factor de cambio de cara al futuro es el de uso del territorio, si se llevase a cabo la transformación de terrenos agrícolas en urbanos-vacacionales. Para cubrir de déficit de agua se ha construido la planta desalinizadora de agua del mar de Oropesa, para producción nominal de 24 hm³/a. No ha entrado en funcionamiento al no existir los potenciales usuarios turísticos, ya que el coste es excesivo para el abastecimiento de las poblaciones del área. El regadío pasaría a hacerse mediante aguas residuales urbanas regeneradas. Esto supone reducir en 10 a 12 años el estado de intrusión marina al 80% en el área S y al 40% en el área N y en 25 años el retorno a la situación natural.

En la Plana de Castelló se ha estudiado en detalle la evolución de la geometría del cuerpo de agua salada, que evoluciona como un domo ascendente. La aportación de la geofísica ha sido muy importante. Se ha producido una renovación del sistema de regadío, pasándose de dotaciones de riego de 8000 a 10000 m³/ha/a (9000 m³/ha/a como cifra más frecuente) a los 4200 m³/ha/a actuales, principalmente para cítricos. Aunque existen algunas nuevas parcelas de cultivo en los bordes del área, poco significativas, en general se ha reducido la superficie de cultivo. En parte es debido al abandono de cultivos (del orden del 20%) por mala calidad (salinidad) del agua, sumado a la mayor ocupación territorial por asentamientos urbanos, industriales y de vías de comunicación. La Plana de Castelló ha mejorado mucho en cuanto a salinidad. En 1980, los problemas de salinidad llegaron a afectar a los pozos de abastecimiento municipales del área del Mijares (Millars), Borriana y Vila-Real, pero no se han vuelto a repetir.

La demanda de agua agrícola en las Planas de Castellón y de Oropesa–Torreblanca es hoy el 40–50% de lo que llegó a ser y eso ya ha supuesto una mejora de la salinidad. Los mayores problemas acontecieron en la década de 1980; en 1990–1995 ya se inició la recuperación, que actualmente es notoria. Sin embargo, esta mejora en la salinidad no se corresponde con la debida a la contaminación agrícola ya que tienen mecanismos distintos. Hay una más lenta mejora en contaminantes agrícolas, que es debida a mejor uso de fertilizantes y aditivos con la fertirrigación y el mejor uso del agua.

Existe un posible sentimiento de que no hace falta hacer nada para mejorar y proteger los acuíferos, pues ya se hace solo por la evolución socioeconómica. Pero en parte esto esconde falta de conocimiento y esquemas hidrogeológicos demasiados simples.

El escenario futuro es el de una reducción de las extracciones y la posible recarga artificial allí donde sea posible realizarla.

En la Vall d'Uixò se hizo una experiencia de recarga artificial de $0,4 \text{ hm}^3$ en pocos días, que aparentemente desplazó la salinidad hacia la costa hasta en 400 m. No se sabe que habría sucedido si la recarga hubiese continuado, por ejemplo aplicando agua usada urbana regenerada en épocas en que no es demandada por el regadío. No hay estudios sobre el comportamiento de los contaminantes emergentes.

Estos aspectos se han considerado en una propuesta de tópico de la UJI a la próxima convocatoria del Reto Social nº 5 del programa 2020 de la UE, centrada en recarga artificial con agua residual y estudio del comportamiento de los contaminantes emergentes en el medio real. Hay un proyecto en proceso de diseño de la Consejería de Agricultura y de la Dirección General de Aguas para reutilización de las aguas regeneradas y ensayos de campo para el estudio del comportamiento de contaminantes emergentes (que entran continuamente a muy pequeñas concentraciones) y sus posibles efectos en la salud pública y también para mejora energética en la depuración y el posible uso de fuentes energéticas renovables.

Hay pocos datos procedentes de la red de observación. En general, la red de observación es poco representativa y no contempla los lugares más conflictivos o la variabilidad de los acuíferos con cambios rápidos. La red tiene un diseño en exceso uniforme. No obstante, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) ha ido mejorado las redes en sensibilidad y adquisición de conocimiento.

Se ha realizado con el IGME una propuesta de clasificación de los acuíferos costeros según salinidad, evolución y variaciones estacionales. Se ha llegado a la propuesta del método SITE, que usa una letra y un dígito y tiene una sistemática que obliga a considerar a todos los componentes en cada caso. Se ha aplicado a 5 acuíferos. Se pretende que la CHJ lo aplique a todo un territorio en un convenio con el IGME, pero aún no se ha podido dotar económicamente.

Además de la contaminación marina, hay otros procesos adicionales de salinización y afección a la calidad, como el reciclado de agua agrícola, la existencia de aguas congénitas en la Plana de Oropesa–Torreblanca, con excesos de K, Li y Sr, y de SO_4 en la Plana de Castelló por aporte de aguas sulfatadas de origen geológico. Para establecer normas de protección y de gestión es necesario identificar bien los procesos de salinización.

El alto contenido en NO_3 es de fertilizantes y también el exceso de SO_4 en determinadas áreas, ya que durante 50 años se aplicó intensivamente como fertilizante el NH_4HSO_4 , aunque ahora haya caído en desuso. Buena parte del SO_4 del bisulfato amónico aún puede persistir en el medio.

Hay pozos ilegales de los que no se tienen datos. Su control se ha manifestado difícil. Sólo se ha llegado a clausurar uno pozo en Almenara, pero no por ilegal sino por afectar a una zona húmeda próxima: el Estany d'Almenara.

En los estudios y bases de datos de la Universidad y de la Administración del agua hay abundantes datos que no se han elaborado todavía por falta de medios y que no se ve cuando podrá hacerse dadas las actuales notables limitaciones económicas.

El proyecto de transvase del Ebro estaba teóricamente destinado a regadíos tradicionales y mejora de acuíferos, pero en realidad incluía la atención a nuevos regadíos, usos residenciales y abastecimiento de las zonas conflictivas del Sur de Alicante, Murcia y Almería. La importancia para Castelló era secundaria, salvo para abastecer a proyectos de urbanización distribuidos a lo largo de la traza. La intención era subvencionar la parte destinada a agricultura con mayores tarifas a las áreas residenciales. La mejora pretendida del acuífero ha sucedido por sí sola. El abastecimiento de la Plana de Oropesa–Torreblanca es solucionable con la importación de 10–15 hm³/a del acuífero jurásico del Maestrazgo (Maestrat) y los del área de Vall d'Uixò mediante la desalinizadora de agua de mar de Moncófa (para 11 hm³/a nominales), ya construida y sin haber empezado a funcionar.

Las dos desalinizadoras existentes se han construido con ayuda de la UE. Hay que retornar ahora el 20% de las inversiones.

Los ciudadanos no son conscientes de que haya problemas en relación con el agua. En cambio, los agricultores están muy concienciados de que hay que lograr mejoras ambientales y usar bien el agua. No se tienen fallos de abastecimiento de agua, salvo en Vall d'Uixò, Nules y Moncofa, en la Plana de Castelló. Los agricultores allí están bien organizados y demandan soluciones futuras, en las que toman parte. Actualmente aplican agua regenerada para cultivo y han luchado para que una balsa de recogida de excedentes de agua del manantial de San José cambie su uso previsto (recarga artificial) a regulación para el regadío, sin que ello suponga renunciar a la recarga artificial. La infraestructura para la recarga está totalmente construida (es la utilizada en el estudio UJI–IGME). Por otra parte, los agricultores por su cuenta han derivado algunos años agua de invierno a pozos abiertos para recarga, para disminuir la CE del agua que después se iba a extraer. Esto es posible porque existe una compleja red de tuberías para la distribución del agua por gravedad.

Sin embargo, la reutilización del agua en agricultura en el entorno de Castelló de la Plana es casi simbólica por falta de demanda. Existe un proyecto de regadío con el agua resultante de tratar 12 hm³/a de la EDAR de Castellón (tratamiento terciario), con una inversión de 90 M€, que hoy está paralizado. La demanda de este proyecto es de los regantes de Vall d'Uixò.

Un problema social del área es que la población rural envejece y no tiene renovación, pues sus hijos venden el terreno heredado y abandonan los cultivos a causa de su bajo rendimiento económico, emigran a zonas urbanas y no consideran regresar. El posible regreso de agricultores al campo como consecuencia de la crisis económica no pasa de ser anecdótico. La excepción es Vall d'Uixò, donde a pesar de la problemática de salinización, no ha faltado nunca el agua para riego. La principal protesta es por el relativamente reciente gran incremento del coste de la energía, lo que se contrasta con el bajo coste de las aguas superficiales, ya que las obras han estado subvencionadas.

Ahora aparecen empresas agrarias con grandes fincas en las que aplican tecnologías punta. En el S de la Plana de Oropesa, una parte del terreno agrícola se ha vendido a urbanizadoras, aunque los antiguos propietarios continúan cultivando a precario en tanto no se lleven a cabo los proyectos urbanos.

Conformidad: 23–11–16

Resultados de entrevistas SASMIE

Número	Fecha	Lugar
44–170130P	30 de enero de 2017	Facultat de Ciències Geològiques
Entrevistado	Jordi Serra Raventós	
Organismo	Catedrático de Geología Marina Facultat de Ciències Geològiques Universitat de Barcelona	
Temática	Intrusión marina en el litoral mediterráneo norte	

Comentarios

Para intentar captar la surgencia submarina de La Falconera, en el macizo de Garraf (Barcelona) para el abastecimiento de Barcelona, se constituyó una empresa a principios del siglo XX, encabezada por la familia Güell. De acuerdo con el proyecto, se realizaron diversas obras costosas, pero no obtuvieron agua dulce.

Existen importantes descargas al mar de agua algo salobre en la Cataluña Norte, en relación con el Estany de Corberes, entre Perpinyà y Narbona, que proceden de los macizos carbonatados allí existentes. Se llevó a cabo un proyecto de captación para dar servicio a una extensa área que se extendía hasta Carcasona. No fue adelante al disponerse en el área de otras fuentes de agua dulce.

Frente al emplazamiento nuclear de Vandellòs, en la parte costera del Macizo de Vandellòs, entre el Camp de Tarragona y el Baix Ebre, existen descargas de agua continental al mar que se manifiestan claramente en los reconocimientos mediante sísmica de refracción que se realizaron para el estudio de esa área, que presenta efectos neotectónicos.

En el tramo bajo del Ebre existen descargas subfluviales bien reconocidas en el Molí de Soldevila, frente al polígono industrial de Campredó, en las proximidades del Pont Penjat en Amposta y en el entorno de la Illa de Gràcia dentro del trazado del río Ebre.

La existencia de la protuberancia del delta del Ebro atrapa la deriva litoral de sedimento de NE a SW y este ya no se encuentra más al sur.

Se comenta el borrador de la Sección 3.2 del informe SASMIE y las nuevas contribuciones de la tesis doctoral de Isabel Vila en lo referente al Delta de La Tordera y en especial lo que muestra la Figura 51 (pp 136). Los deltas de La Tordera, Llobregat y Ebre tienen similar estructura, aunque en el caso de La Tordera la cuña intermedia Holocena es de materiales más groseros. No sucede lo mismo en el delta del Besòs, que no excavó hasta cerca del mínimo del nivel del mar tardi–pleistoceno, sino que no rebasó 30 m a causa de su menor caudal; así, las gravas profundas que se encuentran en los pozos son anteriores.

La estructura costera del delta de La Tordera explica los aportes de agua dulce a los pozos perforados para captar agua marina para la planta desalinizadora allí existente y que hicieron que se abandonara esta opción de toma y se substituyera por una toma de agua marina directa a través de un túnel inclinado que aflora a 30 m de profundidad.

Se aporta la referencia original de la disposición sedimentaria de la parte litoral submarina del Delta del Llobregat. También se recomienda considerar el trabajo de Somoza, Barnolas y Arasa (1988) Architectural stacking patterns of the Ebro Delta controlled by Holocene high-frequency eustatic fluctuations. *Sedimentary Geology*, 117(1–2): 11–32, que comenta aspectos en relación con la subsidencia.

El el Maresme, las rieras han excavado poco y los materiales litorales proceden en buena parte de La Tordera

Capítulo 10. Cuestionarios y aportaciones específicas.

Preámbulo

Se incluye las respuestas a los cuestionarios, el cuestionario sobre los acuíferos costeros y las aportaciones específicas.

Índice

- 10.1 Introducción y comentarios
- 10.2 Respuestas a los cuestionarios
 - 10.2.1. Delta del Llobregat, Barcelona. Enric Queralt y Jordi Massana.
 - 10.2.2. Mitad meridional de la Plana de Castellón. Ignacio Morell Evangelista y Bruno J. Ballesteros Navarro
 - 10.2.3. Demarcación Hidrográfica del Júcar. M. Carmen Montoro Caveró
 - 10.2.4. Canarias Occidentales: Tenerife, La Palma y La Gomera. Elzbieta Skupien Balon
 - 10.2.5. Canarias Occidentales. Roberto Poncela Poncela
- 10.3 Aportación específica 1. Las estrategias hidráulicas en la isla de Tenerife. Luis Olavo Puga.
- 10.4 Aportación específica 2. Aguas subterráneas e intrusión marina en el Campo de Dalías: Cuatro décadas de estudios del IGME. Patricia Domínguez Prats.
- Anejo A10.1.- Cuestionario original

10.1 Introducción y comentarios

El cuestionario planteado incluye lo que al comienzo del proyecto se consirió que eran las cuestiones más importantes. De hecho, su contenido ha sido la guía previa de buena parte de las entrevistas del Capítulo 9. Su extensión y especificidad de la intrusión marina, con concepto que frecuentemente no son bien conocidos por los especialistas, gestores y usuarios ha llevado a que muchos de ellos hayan preferido la entrevista. Por esta razón sólo se tienen 5 respuestas, referidas a las partes que el que respondía conocía mejor.

Sólo se incluye una aportación específica extensa. En las revisiones realizadas de los distintos capítulos o secciones algunos expertos han aportado consideraciones detalladas a modo de aportaciones específicas, pero que se han incorporado al texto al estar encajadas en el mismo.

Los resultados significativos se han trasladado a los diversos Capítulos del Informe SASMIE, con la correspondiente cita mediante las siglas entre corchetes curvos {XXX}, según se relacionan al comienzo de la Sección de referencias de cada Capítulo o de cada Sección en el caso del Capítulo 3.

10.2 Respuestas a los cuestionarios

10.2.1 Delta del Llobregat, Barcelona. Enric Queralt y Jordi Massana.

Temática/lugar	Delta del Llobregat, Barcelona
Autores	Enric Queralt , equeralt@cuadll.org Director técnico CUADLL Jordi Massana , jmassana@cuadll.org Técnico CUADLL www.cuadll.org
Contenido	Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas Sección 2. Cuestiones económicas Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

1. Características y origen de la salinización

Salinización por construcción del Puerto de Barcelona tierra adentro en una época de desequilibrio entre extracciones y recarga (muchas más extracciones que recarga).

2. A qué afecta la salinización. Partes del acuífero o niveles acuíferos afectados

Afecta sobre todo al hemidelta izquierdo y central y concretamente al acuífero profundo.

3. Relación del acuífero costero con la cuenca y los acuíferos de los que forma parte

La recarga del acuífero profundo es el acuífero del valle bajo cuya recarga es principalmente del propio río Llobregat.

4. Relaciones con el agua marina

La conexión acuífero-mar se da la zona central del delta a unos 4 km mar adentro. En el lateral del delta la conexión es más directa porque el acuífero profundo ahí ya no tiene el acuitardo que lo confine.

5. Forma de salinización: avance de frente salino o conos salinos ascensionales o ambos

La salinización es de pistón ya que el acuífero profundo presenta poco espesor.

6. Suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización

Se dispone de décadas de datos, con lo que el conocimiento de los mecanismos de salinización es bueno.

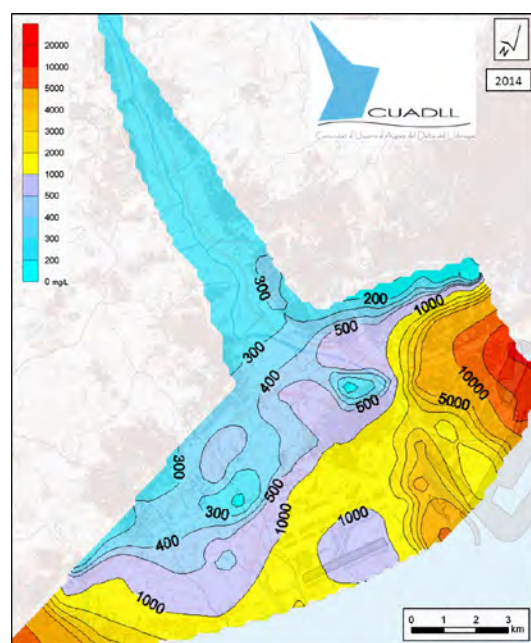
7. Métodos de estudio utilizados

Hay numerosas, tesis, estudios y proyectos, con enfoques variados: sondeos geológicos, hidrogeoquímica, isótopos.

8. Situación piezométrica



9. Distribución territorial de la salinización y sus características



10. Conocimiento del papel de heterogeneidades y situaciones específicas

Las numerosas obras de infraestructuras (metro, AVE, Ampliación Puerto, aeropuerto) han aportada últimamente mejor conocimiento de dichas heterogeneidades. Históricamente ya des de los años sesenta se han ido realizando campañas de reconocimiento de todo el delta.

11. Caracterización hidroquímica e isotópica de la salinización
Está estudiado.
12. Relación entre salinización y características constructivas de las captaciones
No está estudiado.
Los pozos están bien contruidos y los que se abandonan se sellan.
13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones
La salinización es heterogénea.
14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación
Si la hay, pero aunque han bajado muchísimo las extracciones el acuífero no se recupera.
15. Existencia de un modelo conceptual de funcionamiento
Si se dispone.
16. Existencia de modelación matemática
Se dispone de dos modelos; uno con el código Transin realizado por UPC y actualizado por CUADLL y otro en Visual Modflow de la FCIHS.
17. Redes operativas de nivel, salinidad, extracciones, recarga y otras que existen y existieron y sus dificultades operativas
Existen.
19. Modelo conceptual de funcionamiento
Se dispone.
20. Modelación matemática disponible
Se dispone.

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea
Se tiene.
2. Recarga por retornos de riego, fugas y otras fuentes
Existe.
3. Existencia de recarga artificial
Si. Múltiples metodologías.
4. Comparación de la recarga con la explotación
Se conoce.
5. Estimación de la descarga de agua continental al mar
Se conoce.
6. Grado de degradación existente y posibilidades de recuperación
Se conoce

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes
Existen.

2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización
Suficientes.
3. Evolución de la salinización
Estabilizada o en retroceso.
4. Retraso en la manifestación de la salinización
Existe.
5. Evolución estacional de la salinización y en relación con periodos de sequía
No se observa.

UTILIZACIÓN DEL AGUA SALINA

1. Usos del agua salobre y salina
No hay.
2. Instalaciones de desalinización y desalobración del agua subterránea
Desalobración para agua de boca y usos industriales alimentarios.
3. Vertido y evacuación de las salmueras residuales de desalinización
Proyecto de segregación de aguas salobres industriales: semiejecutado.
4. Realización de mezclas de aguas para poder aprovechar aguas salinas y sus consecuencias
No se practica.

Sección 2. Cuestiones económicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

COSTE DE LA SALINIZACIÓN

1. Coste del agua extraída del acuífero costero y comparación con otras aguas disponibles
Agua superficial: 0.25 €/m³.
Agua subterránea: 0.1 €/m³.
Coste de explotación (no se incluyen amortizaciones).
2. Conocimiento, valoración y efectos del coste que tiene la salinización del agua sobre el abastecimiento y la producción
Se conoce.
3. Efecto específico de la salinización sobre la producción agrícola
Cambios de cultivos, reducción de cosechas y reducción del tamaño del producto (el tamaño provoca también una reducción del precio por kg).
4. Coste de mezclas de aguas para aprovechar las aguas salinas
No se practica.
5. Costes asociados al tratamiento del agua salina previo a su utilización
No hay.

COSTE DE LA GESTIÓN DEL ACUÍFERO COSTERO

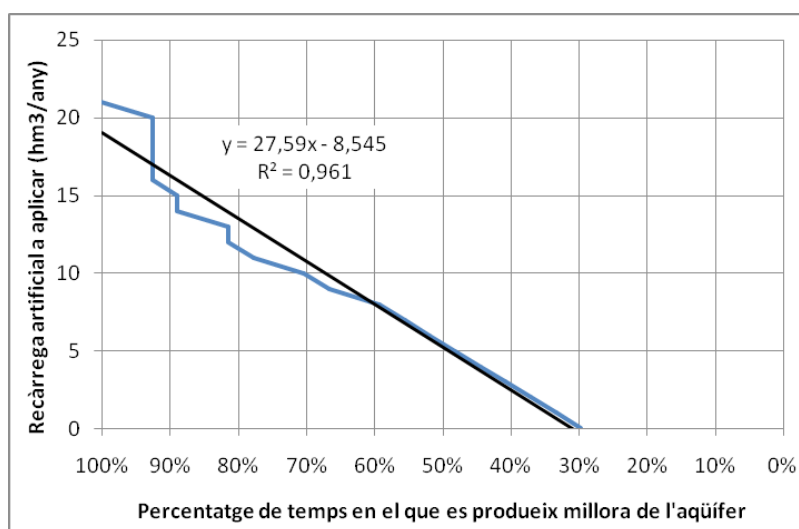
1. Coste del abandono de captaciones y del uso del acuífero o de parte del mismo
No se conoce.
2. Coste de la reposición de las captaciones salinizadas y/o de su alejamiento de la costa
No se conoce.

3. Coste de la gestión del área de recarga para protección del acuífero costero
No se conoce.
4. Coste del mantenimiento operativo del acuífero costero
No se conoce.
5. Reparto de costos entre las diferentes partes del sistema acuífero para optimizar la gestión
No se considera.
6. Aspectos económicos en relación con la importación o generación de agua o de recarga artificial para lograr el uso sustentable del acuífero costero
Se realiza recarga artificial.
Balsas de Sant Vicenç dels Horts: inversión 40.000€ para 1hm³/a.
Recarga en profundidad 0.15 €/m³, de 0 a 14 hm³/a.
Barrera hidráulica 0.32 €/m³.
7. Aspectos económicos derivados de la utilización no sustentable del acuífero costero y evolución a lo largo del tiempo
No se conoce.
8. Recuperación real de costes en la explotación intensiva del acuífero costero
No hay.
9. Subvenciones económicas directas o indirectas que se aplican y sus implicaciones económicas a corto y largo plazo
No se conocen.
10. Efecto de los precios del agua puesta a disposición y de su salinidad en la demanda
No se conoce.

OPTIMIZACIÓN ECONÓMICA DE LA OPERACIÓN DE UN ACUÍFERO COSTERO

1. Modelos de gestión económica del acuífero costero
No hay.
2. Compensaciones económicas de la cesión de derechos para una gestión conjunta
No hay.

3. Determinación del grado óptimo de explotación y de descarga de agua continental al mar y sus implicaciones económicas
Cantidad de recarga artificial a aplicar respecto el porcentaje de tiempo en que se produce una mejora.



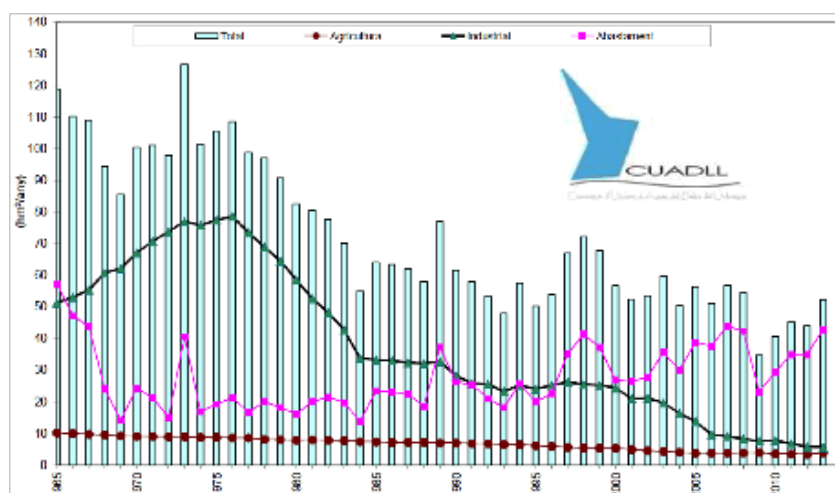
Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

ASPECTOS SOCIALES Y SOCIOECONÓMICOS

1. Importancia y papel social y económico del acuífero costero, a nivel local y de la región

Abastecimiento del área metropolitana de Barcelona y motor industrial de la comarca como materia prima.

2. Usos del agua extraída del acuífero costero y su evolución en función de la salinidad y otras presiones



3. Papel que ha jugado el acuífero costero en el desarrollo socioeconómico del área

El uso conjunto agua superficial y subterránea garantiza el abastecimiento de Barcelona.

4. Sustentabilidad de la explotación del acuífero costero en relación con la salinización y otros efectos

Con la gestión de la recarga y la regulación de la extracción el acuífero la tendencia es la sustentabilidad.

5. Daños socioeconómicos que puede producir o ha producido la salinización del acuífero

Marcha de empresas a otros sitios.

ASPECTOS DE GESTIÓN

1. Figuras de planificación y gestión del acuífero costero y general existentes

Plan de gestión del Districte de Conca Fluvial de Catalunya.

2. Aplicación de las figuras de planificación y gestión

Volums disponibles als embassaments de la Unitat Ter – Llobregat	Extraccions als pous d'alimentació a l'ETAP SJD
$V > 367 \text{ hm}^3$	Extracció mitjana inferior a $1,50 \text{ hm}^3/\text{mes}$ (en còmput trimestral)
$367 \text{ hm}^3 \geq V > 240 \text{ hm}^3$	$1,77 \text{ hm}^3/\text{mes}$
$240 \text{ hm}^3 \geq V > 145 \text{ hm}^3$	$3,35 \text{ hm}^3/\text{mes}$
$145 \text{ hm}^3 \geq V > 100 \text{ hm}^3$	$6,70 \text{ hm}^3/\text{mes}$
$100 \text{ hm}^3 \geq V$	Màxima possible (previsible esgotament dels pous)

Tabla 3) – Extracciones máximas mensuales (hm³) de los pozos que alimenta la ETAP de Sant Joan Despí (Plan de Gestión)

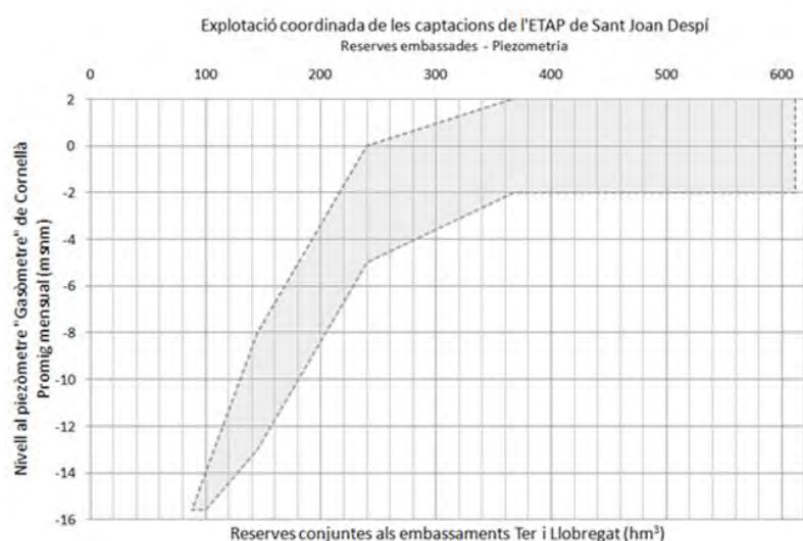


Figura 1. Niveles piezométricos característicos (indicador del estado del acuífero) respecto las reservas conjuntas embalsadas al sistema Ter-Llobregat (indicador de su estado) (Plan de Gestión)

5. Utilización de modelos de apoyo a la decisión y modelación de los efectos económicos y sociales
Se dispone de modelos numéricos hidrogeológicos de apoyo a la decisión pero no se ha modelado el efecto económico y social.
7. Medidas de gestión adoptadas, tanto desde el punto de vista de la recarga y la protección como del control de la oferta de agua y de influencia sobre la demanda
Las medidas de gestión son la contención de las extracciones, la gestión de la recarga artificial de acuerdo con las necesidades. La idea general es reservar parte de la explotación del acuífero para situaciones de escasez de agua superficial. La otra parte se gestionaría para su uso anual.
10. Acciones para mantener o compensar la recarga que depende de otros recursos de agua y de otras acciones
Posibilidad de recargar con agua del río (ASR, balsas y escarificado del río) y también con agua regenerada (balsas y barrera hidráulica).
11. Conocimiento de la explotación real y su régimen así como de transacciones y comercio del agua subterránea
Hay conocimiento de la explotación real y la única transacción es vía abastecimiento en alta cuyo origen puede ser agua superficial, subterránea o regenerada.

ASPECTOS INSTITUCIONALES

1. Instituciones existentes para la gestión y su capacidad de actuar
Agència Catalana de l'Aigua.
2. Herramientas legales para la gestión y su aplicabilidad real
Comunitat d'Usuaris d'Aigües del delta del Llobregat
4. Realidad de la recuperación de costes y de la utilización de recaudaciones económicas para compensar diferencias y cargas desproporcionadas y para compartir gastos y costear la observación, vigilancia y gestión
Los usuarios se pagan su extracción, tratamiento de su agua. También pagan a la Comunidad de Usuarios que se ocupa del seguimiento y vigilancia del acuífero.
10. Normativa que regula y limita la acción territorial para protección contra la salinización
Plan de gestión de Districte de Conca Fluvial de Catalunya.

ASPECTOS ÉTICOS

1. Existencia de conciencia de que el acuífero costero y sus servicios son un patrimonio común a conservar para las generaciones presente futuras

Si existe.

2. Tasa de descuento ética para evaluar los bienes y servicios futuros en relación con las actuaciones presentes

No se conoce

3. Conciencia ciudadana de que lo que no se pague hoy y por los que se benefician de la acción lo pagarán otros o la comunidad actual o futura

No existe.

4. Estado de transparencia en la gestión, en las actuaciones administrativas, información y en la obtención de los datos

Si se tiene.

4. Disposición a compartir los gastos y esfuerzos sociales asociados al uso de un acuífero costero

Depende de la Agència Catalana de l'Aigua.

10.2.2 Mitad meridional de la Plana de Castellón. Ignacio Morell Evangelista y Bruno J. Ballesteros Navarro

Temática/lugar

Mitad meridional de la Plana de Castellón

Autores

Ignacio Morell Evangelista. Catedrático de Hidrogeología. Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas. Universitat Jaume I. Castellón.
Bruno J. Ballesteros Navarro. Hidrogeólogo. Jefe de la oficina del IGME en Valencia.

Contenido

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

1. Características y origen de la salinización

Se han identificado, como mínimo, dos procesos superpuestos de salinización. El principal es la intrusión marina, relacionada con la intensa explotación que se ha concentrado desde los años 80 en el área denominada la Rambleta, entre las poblaciones de Nules, Vall d'Uxó y Moncófar. Por otra parte, en el área se identifica la descarga lateral subterránea de los acuíferos de borde (dolomías triásicas, fundamentalmente), que aporta elevadas concentraciones de sulfatos (con Mg, Sr y Li asociados, y puntualmente As y Hg). El uso intensivo de fertilizantes y el reciclaje de sales por el riego contribuyen también a la salinización del sector.

2. A qué afecta la salinización. Partes del acuífero o niveles acuíferos afectados

La salinización afecta al nivel superior de gravas del acuífero pliocuaternario de la Plana de Castellón.

3. Relación del acuífero costero con la cuenca y los acuíferos de los que forma parte

La mitad meridional del acuífero de la Plana de Castellón recibe alimentación lateral subterránea desde La Sierra de Espadán. La mitad septentrional desde el Maestrazo oriental.

5. Forma de salinización: avance de frente salino o conos salinos ascensionales o ambos

La conexión acuífero-mar se da la zona central del delta a unos 4 km mar adentro. En el lateral del delta la Se identifican ambas formas. Se adjunta trabajo titulado Spatial characterization of the seawater upconing process in a coastal Mediterranean aquifer (Plana de Castellón, Spain): evolution and controls, aceptado para su publicación en Environmental Earth Sciences.

6. Suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización

Aunque siempre se puede mejorar, suficiente conocimiento.

7. Métodos de estudio utilizados

Geológicos, geofísicos (tomografía eléctrica), hidroquímicos (iones mayoritarios y minoritarios) e isotópicos (^{18}O , D, ^{34}S , O de los sulfatos).

8. Situación piezométrica

Niveles estáticos por encima del nivel del mar.

9. Distribución territorial de la salinización y sus características

Se identifica una franja costera con intrusión marina convencional y una zona interna, más salina, con una clara situación de upconing. Ambas zonas están separadas por una franja de agua dulce.

11. Caracterización hidroquímica e isotópica de la salinización

Datos de evolución de cloruros en algunos pozos desde 1973 hasta 2000 (red IGME). Control semestral en un pozo desde 2008 (red CHJ).

Estudios hidrogeoquímicos con iones mayoritarios y minoritarios (Sr, Br, Li, B) en los trabajos de Giménez (1994) y Renau-Llorens (2010):

Giménez, E. (1994). Caracterización hidrogeoquímica de los procesos de salinización en el acuífero detrítico costero de la Plana de Castelló (España). Tesis doctoral Univ. Granada

Morell, I., Giménez, E. y Esteller, M.V. (1996). Application of principal components analysis to the study of salinization of the Castellon Plain (Spain). The Science of Total Environment, 177: 161–171

Renau-Llorens, A (2010). Elementos minoritarios y traza en la masa de agua subterránea 080.021 (Plana de Castelló). Origen y procesos asociados. Tesis doctoral. UJI.

Entre 2010 y 2013 seis campañas hidroquímicas de mayoritarios y minoritarios.

Tres campañas de ^{18}O y D y una campaña de ^{34}S y O de los sulfatos (en fase de interpretación).

13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones

La salinización más intensa se ha producido en el área de la Rambleta, donde se concentraban numerosas captaciones separadas apenas 100 ó 200 metros entre ellas, con una explotación conjunta superior a 14 hm³/año. La clausura de más de la mitad de las captaciones, la redistribución de las mismas y la reducción de los volúmenes unitarios anuales de extracción han rebajado considerablemente la intensidad de la salinización..

14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación

La mayor parte de las extracciones se llevaban a cabo entre marzo y septiembre.

15. Existencia de un modelo conceptual de funcionamiento

Se dispone de un buen grado de conocimiento del comportamiento hidrodinámico de este sector del acuífero y del proceso de salinización..

16. Existencia de modelación matemática

Se está elaborando un modelo matemático de flujo y transporte con densidad variable (SEAWAT) para simular la recarga artificial que se ha llevado a cabo (fecha prevista de finalización del modelo: octubre 2016)..

17. Redes operativas de nivel, salinidad, extracciones, recarga y otras que existen y existieron y sus dificultades operativas

La red piezométrica actual de la CHJ consta de 11 puntos en todo el acuífero de la Plana de Castellón, de los que 5 se encuentran en la mitad sur.

La red del IGME estuvo operativa hasta el año 2000 y constaba de 30 a 40 puntos con medidas semestrales.

La red de intrusión marina de la CHJ consta de dos puntos, ambos situados en el municipio de Moncófar.

19. Modelo conceptual de funcionamiento

La alimentación tiene lugar por infiltración de la lluvia útil y por recarga lateral desde los acuíferos de borde (dolomías f. Muschelkalk y areniscas f. Buntsandstein) con cierta carga salina (facies sulfatada magnésica) a través de altos estructurales identificados en la base del acuífero pliocuaternario. La descarga ocurre por bombeos y descargas directas al mar y a las zonas húmedas de Xilxes y Almenara.

20. Modelación matemática disponible

En la actualidad sólo se confeccionado el modelo matemático de todo el acuífero de la Plana de Castellón, en régimen estacionario, con el código MODFLOW.

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea

Según el modelo matemático de flujo (UJI–IGME, 2007) en el sector sur de la Plana la infiltración es de 12,4 hm³/año y las entradas laterales 19,8 hm³/año.

3. Existencia de recarga artificial

No se realiza recarga artificial regulada. Entre noviembre de 2013 y mayo de 2014 se llevó a cabo la recarga de 0,3 hm³ de agua de tormenta a través de dos pozos totalmente penetrantes (100 metros).

4. Comparación de la recarga con la explotación

Se conoce el índice de explotación (bombeos/recursos) es de 1,53 (CHJ, 2005). Actualmente, es inferior por la reducción de los bombeos, pero no está calculado.

5. Estimación de la descarga de agua continental al mar

Según el modelo de flujo (UJI–IGME, 2007) en el sector sur de la Plana de Castellón las salidas son 6,7 hm³/año de los que 6,5 descargan a través de las zonas húmedas de Xilxes y Almenara y sólo 0,2 hm³/año lo hacen directamente al mar.

6. Grado de degradación existente y posibilidades de recuperación

La concentración media de cloruros es del orden de 600 mg/L y afecta a una superficie cercana a 20 km². Las posibilidades de recuperación dependen de la progresión del cese de los bombeos que se ha registrado en los últimos diez o quince años.

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes

La red de intrusión de la CHJ está formada por 2 piezómetros.

La red del IUPA–UJI, operativa entre 2010 y 2014, se ha clausurado por falta de presupuesto.

2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización

La red del CHJ es totalmente insuficiente para caracterizar el proceso de intrusión. Una vez caracterizado dicho proceso, la red puede servir para tener una idea de la evolución de la intensidad de la salinización.

3. Evolución de la salinización

En García–Menéndez et al. (2016) (Spatial characterization of the seawater upconing process in a coastal Mediterranean aquifer (Plana de Castellón, Spain): evolution and controls) se incluyen figuras de evolución piezométrica y de la concentración de cloruros en dos piezómetros durante el periodo 1970–2014. También se incluyen mapas de isocloruros en cinco fechas distintas (1972, 1984, 1995, 2004, 2012).

Existe relación entre la evolución de la salinidad y los periodos secos, en los que se intensifican los bombeos. En los últimos quince años se han reducido mucho los bombeos (de 24 a 12 hm³/año) debido a la reconversión del sistema de riego de inundación a goteo y la reutilización de aguas residuales regeneradas (2,5 hm³/año).

Como consecuencia de ello, las concentraciones máximas de cloruros son de 1000 mg/L y la media de 500–600 mg/L, frente a los 2500 mg/L de máximo y más de 1000 mg/L de media que se registraban en los años 1980.

4. Retraso en la manifestación de la salinización

Los cambios de la demanda por ampliación de la superficie de cultivo entre 1970 y 1995, la reducción posterior, la reconversión de riegos y la ocurrencia de periodos anormalmente secos (sequías) y episodios puntuales de recarga intensa (gotas frías) dificulta relacionar las causas con los efectos en la evolución de la salinidad.

5. Evolución estacional de la salinización y en relación con periodos de sequía

La intensa explotación existente no permite evaluar claramente la relación entre periodos de sequía y la evolución de la salinización. Evidentemente, en los periodos más secos desciende la superficie piezométrica (en los años 1980 por debajo del nivel de mar) y progresa la salinización, pero no se identifican claramente variaciones estacionales.

UTILIZACIÓN DEL AGUA SALINA

1. Usos del agua salobre y salina

Durante años se ha utilizado agua salobre (CE >2000 µS/cm) para riego de cítricos. Actualmente sólo se usan los pozos menos afectados.

2. Instalaciones de desalinización y desalobración del agua subterránea

No existen.

4. Realización de mezclas de aguas para poder aprovechar aguas salinas y sus consecuencias

El agua salobre se mezcla en algunos sectores con aguas residuales de CE: 1500 microS/cm

10.2.3 Demarcación Hidrográfica del Júcar. M. Carmen Montoro Cavero

Temática/lugar	Demarcación Hidrográfica del Júcar
Autores	M. Carmen Montoro Cavero Jefe de Servicio Técnico del Área de Calidad de Aguas Confederación Hidrográfica del Júcar. (MAGRAMA). Valencia.
Contenido	Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas Sección 3. Cuestiones ambientales

Consideraciones previas:

1. El presente documento tiene por objeto principal dar a conocer preliminarmente qué información está disponible en el Área de Calidad de Aguas y la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) que pueda ser de utilidad.
2. En la CHJ, las unidades hidrogeológicas equivalen a las masas de agua definidas en el Plan Hidrológico de Cuenca 2015–2021. Las masas de agua subterráneas se definieron siguiendo principalmente criterios hidrogeológicos. Las masas de agua que corresponden más exactamente con los acuíferos de interés para el “Proyecto SASMIE” son las siguientes: 080.107 Plana de Vinaroz; 080.127 Plana de Castellón; 080.128 Plana de Sagunto; 080.141 Plana de Valencia Norte; 080.142 Plana de Valencia Sur; 080.152 Plana de Gandía; 080.184 San Juan–Benidorm; 080.190 Bajo Vinalopó.
3. En el cuestionario se incluyen solamente aquellas cuestiones de las que se tiene información.

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

2. A qué afecta la salinización. Partes del acuífero o niveles acuíferos afectados

A partir de los datos de los piezómetros que forman las distintas redes de control (ver apartado 1.3.1. sería posible obtener mapa de los acuíferos afectados por la salinización.

8. Características y origen de la salinización

La Confederación Hidrográfica del Júcar dispone de una red de piezómetros en el ámbito de su demarcación (Red Oficial de Piezometría de la CHJ).

La Red Oficial de Piezometría de la CHJ, está constituida aproximadamente por 280 piezómetros en los que se realizan medidas mensuales o bimensuales del nivel del agua mediante sonda eléctrica manual.

El objetivo de la Red Oficial de Piezometría es establecer un programa de control para el análisis y seguimiento de la evolución cuantitativa de las masas de agua subterráneas, mediante la toma de medidas del nivel piezométrico. Se pueden diferenciar las siguientes redes de piezometría: red operativa y red básica.

La Red Operativa de Piezometría está constituida por los puntos de control en los que actualmente se toman medidas con una periodicidad mensual o bimensual.

La Red Básica de Piezometría está integrada en la Red Operativa de Piezometría. Todos sus puntos de control reúnen las siguientes características:

- serie histórica de mínimo 10 años
- no existen espacios de tiempo importantes en los cuales no se disponga de medida alguna, con lo cual resultan representativas del periodo histórico

La información obtenida de esta red de piezómetros puede encontrarse en:

<http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/Piezometria.aspx>

En esa página se puede descargar un mapa con la situación de los piezómetros; un archivo comprimido que contiene varias hojas de cálculo con las mediciones obtenidas en cada piezómetro en los últimos años (algunas mediciones tan antiguas como 1955) y un informe resumen de la situación de las masas de agua en función de su índice de estado cuantitativo.

9. Distribución territorial de la salinización y sus características.

La distribución de la salinización podría estudiarse a partir de los valores obtenidos en los distintos piezómetros y otros puntos de control. Podría llegar a crearse una capa GIS que relacionara cada punto de control con algún valor representativo (valor medio o tendencia del contenido de cloruros, conductividad eléctrica u otro parámetro relevante)..

13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones

La CHJ dispone de información sobre la localización de las captaciones de agua existentes en su demarcación

y el volumen anual de cada concesión. Dado que también se dispone de información sobre la salinidad de las distintas masas de agua (bien por su contenido en cloruros como por su conductividad eléctrica), es factible hacer un mapa que refleje la relación entre ambos parámetros.

Así mismo se dispone de información temporal sobre las demandas de cada una de las masas de agua subterráneas, lo que permitiría realizar análisis sobre la relación entre bombeos, teniendo en cuenta la ubicación y salinidad. Posteriormente, en base a los resultados obtenidos se podría plantear una medida de gestión de reubicación de las captaciones teniendo en cuenta los derechos existentes.

14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación

También se dispone de información sobre el estado de explotación de las masas de agua subterráneas y de si el origen del agua de uso agrario es subterráneo, superficial o mixto. Por tanto, también sería posible plasmar de forma gráfica la relación entre estos dos conceptos.

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea

En la CHJ se dispone de un modelo de precipitación escorrentía denominado Patricál, que permite estimar a escala mensual todas las variables del ciclo hidrológico: recarga, relación río–acuífero, salidas al mar, transferencias entre masas subterráneas, aportación total a al red fluvial. Las componentes del ciclo subterráneo se disponen por sectores y por masa de agua subterránea. Una masa de agua subterránea puede estar constituida por varios sectores.

2. Recarga por retornos de riego, fugas y otras fuentes

Dentro de los trabajos de elaboración del Plan Hidrológico de cuenca se ha estimado el retorno de riego por unidad de demanda agraria y por masa de agua subterránea.

3. Existencia de recarga artificial

En la CHJ no existe experiencias de recarga artificial significativas).

4. Comparación de la recarga con la explotación

Dentro de los trabajos de elaboración del Plan Hidrológico de cuenca se ha estimado un índice de explotación (K) que relaciona el bombeo existente frente al recurso disponible por masa de agua subterránea.

5. Estimación de la descarga de agua continental al mar

Como se ha indicado en el punto 1.2.1, la CHJ dispone de un modelo que proporciona volúmenes de salida al mar a escala mensual por sector y por masa de agua subterránea.

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes

En la CHJ existen diversos puntos de control de aguas subterráneas, con diversos objetivos, pero que contribuyen al conocimiento sobre la salinización.

Estas son:

La Red Oficial de Piezometría, que se ha descrito en el punto 1.1.8.

La Red de Intrusión Marina, que se localiza a lo largo de la franja costera de la Confederación Hidrográfica del Júcar con el fin de controlar el posible avance de la cuña salina. Su explotación comenzó en la Confederación Hidrográfica en el año 2005, cuando se muestreaba en unos 40 puntos de control. Posteriormente, al igual que la Red Básica de Piezometría y la Red de Hidrometría, ha experimentado un gran crecimiento, llegando en a estar constituida por unos 100 puntos de control. No obstante desde el año 2014, debido a la situación socioeconómica, la red está constituida por 15 puntos. Esta red tiene como objetivo controlar y prevenir el avance de la cuña salina. Para ello, se realizan muestreos semestrales de cloruros, conductividad, nitratos, bicarbonatos y temperatura en una serie de puntos de control distribuidos a lo largo de la franja costera del ámbito territorial de esta Confederación Hidrográfica. En la página web que se indica a continuación se puede descargar un mapa con la localización de los puntos y un fichero .zip que contiene los distintos valores obtenidos.

<http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/IntrusionMarina.aspx>

La Red de Control de la Calidad Química del Agua Subterránea. Esta red está diseñada para evaluar el estado químico de las aguas subterráneas de acuerdo con lo establecido en la Directiva Marco de Agua y legislación de desarrollo. Aunque no está específicamente diseñada para el control de la intrusión marina o de la salinización, también incluye puntos en zonas costeras en los que se miden diversos parámetros que están relacionados con la salinización. La página donde puede encontrarse información sobre esta red es:

<http://www.chj.es/es-es/medioambiente/redescontrol/Paginas/RedesdeControl.aspx>

y de ahí puede entrarse en las distintos programas de control: Vigilancia, operativo y control de zonas protegidas.

2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización

Se considera que las redes existentes son suficientes para caracterizar el proceso de salinización.

3. Evolución de la salinización

A partir de los datos de conductividad y cloruros que están recogidos en la base de datos de aguas subterráneas del Área de Calidad de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Júcar, se han hecho unos gráficos de evolución de la salinidad a partir de los valores medios de salinidad obtenidos cada año en el conjunto de puntos de la masa de agua.

Ninguna de estas gráficas muestra tendencia creciente, aunque hay que tener en cuenta que no están incluidos los datos de los piezómetros de control de intrusión marina desde 2001 en adelante, por lo que las medias de los años anteriores a 2001 corresponden a las medidas de muchos más puntos que las de años posteriores. Estas gráficas se incluyen en el anexo I de este documento.

Es posible también hacer gráficas similares a partir de los datos de los piezómetros de la red de intrusión marina. En la intranet de la CHJ hay una capa GIS que permite visualizar, para cada punto de la red de intrusión, los valores históricos obtenidos de los parámetros analizados: conductividad eléctrica, cloruros, alcalinidad, bicarbonatos, sulfatos, nitratos, oxígeno disuelto (valor absoluto y % de saturación), temperatura y profundidad.

Sección 3. Cuestiones ambientales referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

MEDIO AMBIENTE COSTERO

1. Humedales, manantiales y surgencias costeras que existen o han existido y su estado

Sobre las masas de agua objeto del presente estudio se encuentran los siguientes humedales y lagos:

- Masa 080.107. Plana de Vinaroz: Marjal de Peñíscola.
- Masa 080.127. Plana de Castellón: Desembocadura del río Mijares; Marjal de Nules–Burriana; Marjal y Estanys de Almenara (compartido con 080.128).
- Masa 080.128. Plana de Sagunto: Marjal y Estanys de Almenara (compartido con 080.127); Marjal dels Moros.
- Masa 080.141. Plana de Valencia Norte: Marjal de Rafalell y Vistabella; Albufera de Valencia (compartido con 080.142)
- Masa 080.142. Plana de Valencia Sur: Albufera de Valencia (compartido con 080.141); Marjal y Estanys de la Ribera sur del Júcar.
- Masa 080.152. Plana de Gandía: Ullal de l'Estany del Duc.
- Masa 080.184. San Juan–Benidorm: Ninguno.
- Masa 080.190. Bajo Vinalopó: Saladar d'Aigua Amarga; Els Bassars–Clot de Galvany; Salinas de Santa Pola; Els Carrissars d'Elx.

2. Evolución del estado de los humedales, manantiales y surgencias costeras

De los humedales y lagos señalados anteriormente, los siguientes están catalogados como masas de agua en el Plan Hidrológico del Júcar y, por tanto, se dispone de información sobre su estado y evolución:

Masas de agua superficial de categoría lago:

- L02. Marjal y Estany de Almenara
- L03. Marjal dels Moros
- L04. Marjal de Rafalell y Vistabella
- L06. Albufera de Valencia
- L17. Els Bassars–Clot de Galvany

Masas de agua superficial de transición:

- T0201. Desembocadura del Júcar
- T0302. Salinas de Santa Pola

Todos los lagos y humedales, incluso los anteriores, pertenecen al Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana.

En la página web <http://www.citma.gva.es/web/espacios-protegidos/catalogo-de-zonas-humedas> puede encontrarse información sobre ellos.

En el Anexo II se ofrece un resumen de la situación y la evolución del estado de las masas de agua superficial de categoría lago y de categoría aguas de transición que están situadas sobre las masas de agua objeto del presente estudio.

Anejo III: Referencias y documentos de consulta

DGA–IGME, 2009. Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico–técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 7: Establecimiento de indicadores de intrusión marina y cálculo de los volúmenes ambientales al mar.

CHJ, 2010. Integración de datos y estudios hidrogeológicos en los trabajos de evaluación del estado de las masas de aguas subterráneas en la CHJ. FP.OPH.017/2009.

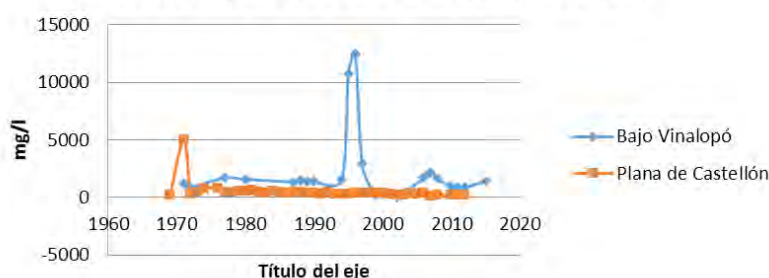
ANEXO I

Gráficas de evolución de los valores medios anuales de ión cloruro, en mg/L y de conductividad eléctrica a 20°C en las masas de agua incluidas en el proyecto SASMIE dentro de la demarcación Hidrográfica del Júcar.

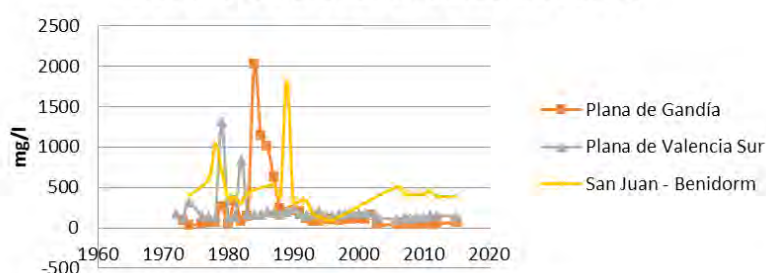
Datos obtenidos de la Base de Datos de Aguas Subterráneas del Área de Calidad de Aguas.

Las masas se han agrupado en función de sus niveles medios.

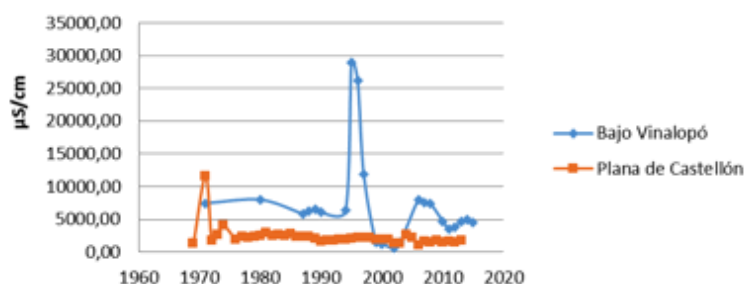
Cloruros. Valores medios anuales.



Cloruros. Valores medios anuales.



Conductividad eléctrica a 20°C. Valores medios anuales.





ANEXO II

Resumen de la situación de las masas de agua superficial de categoría lago situadas en la zona de estudio: Datos globales correspondientes al periodo 2010–2014. Datos obtenidos de la base de datos de calidad de aguas superficiales del Área de Calidad de Aguas.

Resumen de la situación de las masas de agua de transición situadas en la zona de estudio. Datos obtenidos del borrador de Plan Hidrológico del Júcar. Datos globales correspondientes al periodo de muestreos 2007–2012.

Código masa	Nombre masa de agua	Potencial ecológico	Estado químico	Evaluación de Estado
T0201	Desembocadura del Júcar	Moderado	Bueno	Peor que bueno
T0302	Salinas de Santa Pola	Bueno o superior	NA	Bueno o mejor

10.2.4 Canarias Occidentales: Tenerife, La Palma y La Gomera. Elzbieta Skupien Balon

Temática/lugar	Canarias Occidentales: Tenerife, La Palma y La Gomera
Autores	Elzbieta Skupien Balon, Profesional Libre. Santa Cruz de Tenerife
Contenido	Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

6. Suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización

Creo que la suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización es un tema pendiente en Canarias Occidentales. Sería importante mejorar el conocimiento de los mecanismos de salinización incorporando las herramientas hidroquímicas (iones mayoritarios, elementos traza y relaciones iónicas) e isotópicas (oxígeno, hidrógeno, estroncio, boro, etc). El proceso de salinización en zonas costeras, además de por intrusión, pueden verse influenciadas por otras razones de empeoramiento de la calidad del agua (retorno de aguas de riego, de pozos negros, etc.). Según el "Esquema provisional de temas Importantes del segundo ciclo de planificación Hidrológica 2015–2021 (EPTI)" de la Demarcación Hidrográfica de Tenerife, los fenómenos de intrusión marina han sido favorecidos por la intensificación de los regímenes de bombeo: " En los últimos años debido a una creciente demanda se han intensificado los regímenes de bombeo siendo localmente superiores las extracciones a la descarga natural del acuífero, lo que ha favorecido el fenómeno de intrusión marina'".

7. Métodos de estudio utilizados

Tenerife: Red de vigilancia de la evolución hidroquímica del acuífero para que no se produzcan procesos de intrusión marina.

La Palma: Red de vigilancia de la evolución hidroquímica del acuífero para que no se produzcan procesos de intrusión marina. Aplicación de isótopos de estroncio (Nemesio, en los pozos del Valle de Aridane).

8. Situación piezométrica

TENERIFE:

- En actualidad: Según EPTI en Tenerife, el nivel freático continúa descendiendo. El Plan Hidrológico de Tenerife (PHTF, 2015) presenta la evolución de la situación freática en dos zonas: Las Cañadas y Los Rodeos.
- En el futuro:
 - Según Art. 266 del PHTF, la Administración Hidráulica observará periódicamente la evolución de la superficie freática.
 - Según Art. 242, en los sectores 722,723 y 802 se continuará con el seguimiento de la evolución de nivel piezométrico en los pozos.
 - Art.253. Los titulares de aprovechamientos tienen obligación aportar de manera anual dos medidas de profundidad del nivel piezométrico, una con el pozo en reposo (nivel estático) y otra medida con el pozo bombeando en su régimen habitual de explotación (nivel dinámico). Esta obligación se introdujo en la legislación en mayo de 2015.

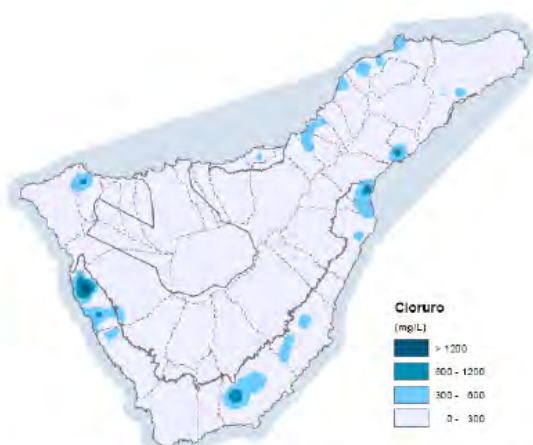
9. Distribución territorial de la salinización y sus características

Según el estudio "Esquema provisional de temas Importantes del segundo ciclo de planificación Hidrológica 2015–2021 (EPTI)"; en la Demarcación Hidrográfica de Tenerife existen dos zonas costeras del Sureste y Suroeste con problemas de intrusión marina, entendida como penetración más o menos profunda de aguas marinas hacia el acuífero costero.

Según el mismo estudio se trata de problemas localizados de intrusión marina.

11. Caracterización hidroquímica e isotópica de la salinización

Tenerife: caracterización hidroquímica: en base a ion cloruro. Por supuesto que es el mejor indicador de la contaminación marina, pero el aumento de este ion puede indicar también aporte de aguas salinas antiguas. Faltaría incorporar relaciones iónicas, caracterización isotópica, etc.



Concentración del ion cloruro en las aguas subterráneas (periodo 2008 – 2010)

Fuente: **ESQUEMA PROVISIONAL DE TEMAS IMPORTANTES DEL
SEGUNDO CICLO DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA
2015–2021**

Demarcación Hidrográfica de Tenerife

Mayo de 2015

12. Relación entre salinización y características constructivas de las captaciones

Varios pozos costeros en Canarias Occidentales disponen de galerías de fondo, que aportan agua de mejor calidad y ralentizan los procesos de salinización.

13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones

La salinización en Canarias se asocia a la franja costera en la que existen captaciones funcionales.

14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación

CANARIAS OCCIDENTALES:

Relación salinización–intensidad de la explotación:

- En la época de verano, cuando aumenta la relación horas de elevación/ caudal elevado, se observa el aumento de salinidad

Relación entre salinización y modo de la explotación:

- En pozos con ciclos diarios de bombeo–recuperación, aparte del ahorro económico de no bombear en horas “punta”, se ha observado que no empeora la calidad de agua

17. Redes operativas de nivel, salinidad, extracciones, recarga y otras que existen y existieron y sus dificultades operativas

CANARIAS OCCIDENTALES

Para facilitar la coordinación y ejecución de los programas de seguimiento requeridos por la DMA, se ha definido redes de control para permitir obtener una visión representativa del conjunto, a través de un número limitado de puntos.

Anteriormente a la DMA, los Consejos Insulares de Aguas han caracterizado y controlado el estado químico de las aguas subterráneas, tanto a través de campañas de muestreo y análisis realizadas con medios propios como en base a la información aportada por los titulares de las captaciones. Con frecuencia anual, todas las captaciones tienen que aportar análisis físico–químico, extracciones desglosados por meses y el nivel piezométrico (esta última exigencia es nueva, desde mayo de 2015).

Las redes de vigilancia están enfocadas más a la vigilancia de la evolución hidroquímica del acuífero. Se deberían reforzar con más puntos en el sector costero.

20. Modelación matemática disponible

No tengo constancia de que se hayan aplicado modelos matemáticos específicos. Hace ya algunos años, Felipe Roque realizó un modelo del El Golfo, en el Hierro.

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea

Las incertidumbres de los datos de la recarga a nivel insular son importantes, por ejemplo en La Gomera (tabla del Plan Hidrológico de La Gomera, 2013), sin hablar de la recarga local.

Fuente	Precipitación	Escurrentia superficial	Evapotranspiración real	Recarga
Plan Hidrológico Insular de La Gomera (2003)	137	7	65	65
Método A (Tesis)	150	42	65	43
Método B (Tesis)	150	42	94	14
Modelo SIMPA	139	11	94	33

Comparación entre valores de precipitación, ecorrentia, ETP y recarga ($\text{hm}^3/\text{año}$).

Fuente: “Hydrogeology of La Gomera /canary Islands): contributions to conceptual models of volcanic island aquifers” (T. Izquierdo Labraca, 2011), Plan Hidrológico de La Gomera (2003) y Análisis propios de los resultados del Modelo SIMPA.

3. Existencia de recarga artificial

No tengo constancia de aplicación de recarga artificial en Canarias.

6. Grado de degradación existente y posibilidades de recuperación

Con fecha 25 de noviembre de 2008 se ha publicado el Decreto 238/2008, que tiene por objeto establecer las condiciones y requerimientos básicos para garantizar la seguridad de las personas que, por cualquier motivo, accedan al interior de las obras e instalaciones hidráulicas subterráneas del Archipiélago Canario o transiten por sus inmediaciones y, de acuerdo con el artículo 2.a, las normas tienen aplicación, entre otros, a pozos destinados a captación de aguas, en los cuales se realizan labores de mantenimiento, sostenimiento de maquinaria y circulación del personal.

Dicho Decreto obliga a las Comunidades de Aguas a realizar revisiones técnicas de instalaciones y de los elementos de seguridad del pozo (cables, winches de personal y de transporte, etc) para poder elevar el agua. El coste de electricidad, del cumplimiento del Decreto, etc., provoca que haya bastantes pozos que han dejado de elevar el agua, lo que ha disminuido notablemente el riesgo de salinización.

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes

Tal como dicta la Directiva Marco de Agua, en cada Demarcación Hidrográfica se han definido Redes de Vigilancia.

2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización

Tenerife: las normas específicas para los sectores determinan la vigilancia de la evolución hidroquímica del acuífero, para que no se produzcan procesos de contaminación por intrusión marina, sobre todo el cumplimiento de que no se supere una determinada conductividad eléctrica o contenido en cloruros.

Creo que sería importante incrementar puntos de observación, dotarlos con sistemas de monitorización, realización de perfiles en profundidad.

Para lo dispuesto según la DMA se ha aprovechado los puntos de control de las captaciones existentes, pero creo que se deberían dotar las redes con puntos específicos diseñados para este fin.

3. Evolución de la salinización

Se dispone de conocimientos locales. Las Comunidades de Aguas, para mejorar la calidad de agua, realizan sus propios análisis de agua elevada en función de horas de agua extraídas. Por ley están obligadas realizar una vez al año las determinaciones físico-químicas, pero a nivel interno aumentan la frecuencia de este control para conocer la evolución de comportamiento de algunos parámetros (conductividad eléctrica del agua, cloruros).

4. Retraso en la manifestación de la salinización

Es difícil generalizar. En la época de verano, coincidente con la mayor extracción de pozos, se suelen observar las concentraciones más elevadas de elementos indicadores.

5. Evolución estacional de la salinización

En la época de invierno, las necesidades de agua de los pozos disminuyen, lo que repercute en la mejora de calidad de agua en dichos pozos. Para las Comunidades de Aguas es un problema económico pues no tienen ingresos por agua elevada pero tienen que pagar por el suministro de energía eléctrica en concepto de disponibilidad, según la potencia de la bomba contratada.

UTILIZACIÓN DEL AGUA SALINA

1. Usos del agua salobre y salina

Uso turístico: piscinas en los hoteles y balnearios.

2. Instalaciones de desalinización y desalobración del agua subterránea

En los Planes Hidrogeológicos de cada isla está especificada la información actualizada sobre las instalaciones existentes.

Tenerife: EDAM: producción total 21 hm³/año (2010) para abastecimiento humano, industrial, agrícola y turístico.
EDAS: 5 instalaciones.

3. Vertido y evacuación de las salmueras residuales de desalinización

Se realiza mediante de sistemas de emisarios submarinos, previamente estudiado su efecto medioambiental.

5. Comentarios generales y de resumen

Se debería realizar los estudios específicos con herramientas adecuadas para conocer los mecanismos de intrusión marina/salinización en los acuíferos volcánicos costeros del archipiélago.

Sección 3. Cuestiones ambientales referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

MEDIO AMBIENTE COSTERO

1. Humedales, manantiales y surgencias costeras que existen o han existido y su estado

Humedales: el Charco del Cieno (Valle Gran Rey, La Gomera) cuenta con protección medioambiental: Sitio de Interés Científico: Charco del Cieno.

Manantiales/surgencias costeras:

- Fuente Santa (La Palma), ubicado dentro de una galería de 200 m. Correcto estado de conservación con monitorización de parámetros de interés. Pendiente su aprovechamiento como balneario
- Manantiales de Jover (Costa de Tejina), cuatro manantiales perennes, con uso para bañistas

SITUACIÓN ADMINISTRATIVA DEL MEDIO AMBIENTE COSTERO QUE DEPENDE DEL AGUA SUBTERRÁNEA

1. Figuras de protección del medio ambiente costero que depende de las aguas subterráneas

CHARCO DEL CIENO:

Normas de conservación del Sitios de Interés Científico.

Normas de conservación del Parque Rural del Valle Gran Rey.

Fuente Santa:

- ==> Franja Marina de Fuencaliente (LIC ES7010122)
- ==> Masas de aguas costeras ES70LPTII y ES70LPTIII (dentro de los criterios de la Directiva Marco del Agua)
- ==> Zona Sensible de acuerdo con los criterios de la Directiva Marco del Agua, recogido en el Estudio General de la Demarcación Hidrográfica de La Palma
- ==> Perímetro de protección minero de aguas minerales

4. Utilización medioambiental natural o artificial del área costera en relación con las aguas subterráneas y su interés

Ha sido importante la utilización medioambiental del área costera ligada al agua subterránea: aprovechamiento para bañistas y pescadores, aprovechamiento balneario. Existen manantiales no declarados oficialmente como agua minero–medicinal, pero en la tradición arraigada se aprovechan como de uso “curativo”.

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

- La declaración de normas de sitios de interés científico del medio ambiente costero ha permitido disponer de la protección legal de estos sitios
- Queda pendiente la mejora de instalaciones para aprovechamiento de varios manantiales costeros para bañistas (por ejemplo, manantiales de Jover, costa Tejina en Tenerife)
- Queda pendiente la mejora del conocimiento de calidad de aguas costeras consideradas por la población como de uso “curativo”

10.2.5 Canarias Occidentales. Roberto Poncela Poncela

Temática/lugar

Canarias Occidentales

Autores

Roberto Poncela Poncela, Profesional Libre. Santa Cruz de Tenerife

Contenido

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas

Sección 3. Cuestiones ambientales

Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

1. Características y origen de la salinización

Los acuíferos costeros presentan diversos grados de salinización en función de las presiones existentes:

- Extracción: procesos de intrusión marina; si bien ya no están muy extendidos dado que la mayoría de captaciones costeras han sido abandonadas, no solo por una excesiva salinización (aunque en general no demasiada) sino por el coste energético del bombeo
- Agricultura: como consecuencia de los retornos de riego que lixivian sales de los suelos
- Ganadería: como consecuencia de infiltraciones de "purines", de carácter puntual.
- Componente urbana: como consecuencia de fugas en las redes de saneamiento y/o, en su defecto, por vertidos directos de aguas residuales urbanas, con alto grado de salinización
- Componente industrial: prácticamente sin significación debido a su escasa incidencia como consecuencia de que muchas de las industrias se encuentran en polígonos equipados con infraestructura de saneamiento y depuración

En los Planes Hidrológicos Insulares se suele hablar de salinización e intrusión marina pero no se han declarado zonas sobreexplotadas por esta circunstancia.

Se tiene constancia de que en Barranco de Las Angustias, La Palma, no toda la salinidad procede de los procesos de intrusión, sino que una parte procede del lavado de los sedimentos del fan delta que forma parte de los sedimentos del Time a partir de la interpretación de la forma isotópica del estroncio ($87\text{Sr} / 86\text{Sr}$) de las aguas subterráneas locales (Pérez, 2008).

En La Palma, en la actualidad las salinidades medidas en las pocas captaciones próximas a la costa (la mayoría en el Valle de Aridane) presentan valores de conductividad eléctrica inferiores a $2000 \mu\text{S}/\text{cm}$ al finalizar el verano, siendo que al finalizar el invierno se pueden restituir a valores entre 700 y $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Poncela, 2006; Poncela y Skupien, 2013).

En la zona de Valle Gran Rey, solo los sondeos de abastecimiento son productores y se encuentran entre La Orijama, El Altito y La Ermita de Los Reyes. Si bien los caudales son pequeños (en general inferiores a 2 L/s), las conductividades oscilan entre $400\text{--}500 \mu\text{S}/\text{cm}$, localmente superiores.

2. A qué afecta la salinización. Partes del acuífero o niveles acuíferos afectados

En general afecta a los niveles superiores pero suele presentar una importante zona de dispersión y difusión en la interfaz y es frecuente que dicha interfaz esté bastante tendida.

3. Relación del acuífero costero con la cuenca y los acuíferos de los que forma parte

LPor la morfología del relieve de las Canarias Occidentales y su relación con las zonas de recarga natural, en general el flujo subterráneo se dirige desde las cumbres a la zona costera, con modificaciones y represamien-

tos si existen diques. Esta descarga se realiza tanto a nivel de mar como mediante descarga submarina. No obstante, el conocimiento es todavía insuficiente.

4. Relaciones con el agua marina

En general, y debido al importante cese y/o abandonos de captaciones costeras, principalmente debido a la salinización y, en tiempos recientes, al aumento de los costes de energéticos y, con ello, de explotación, aunque existen procesos de intrusión marina, la presión antrópica que podía intensificarlos ha disminuido notablemente, por lo que, salvo excepciones puntuales, las medidas en pozos abandonados (los que todavía son “visitables” dado que los decretos de seguridad obligan a su clausura) y los que responden a las redes de control, suelen presentar valores promedios inferiores a 2 mS/cm, puntualmente hasta 7 mS/cm en Tenerife (PHT, 2015).

En La Palma, los valores promedios son también inferiores a 2 mS/cm, incluso después de la época estival, con fuerte presión por extracción para riego, especialmente en el Valle de Aridane (Poncela y Skupien, 2013). En La Gomera, los valores promedios son inferiores a 400 μ S/cm (puntualmente hasta 700 μ S/cm (PHG, 2013).

En EL Hierro, los valores promedios son también inferiores a 2 mS/cm, excepto el Pozo La Salud, donde se llegan a medir valores de 10 mS/cm (APHH, 2013).

5. Forma de salinización: avance de frente salino o conos salinos ascensionales o ambos

Las captaciones próximas a la zona de costa han provocado un avance del frente salino, no descartando la presencia de conos ascensionales puntuales. Las pozos canarios con galería de fondo han contribuido a mitigar este avance; no obstante, es frecuente recuperar datos de los inventarios en donde se observa que las bombas estaban (y están) situadas por debajo del nivel del mar. Hoy día está prohibido por la reglamentación hidráulica vigente, pero que aún existe en captaciones funcionales algo más alejadas de la costa. Las captaciones tipo sondeo se localizan ya a distancias significativas hacia el interior, excepto las que se utilizan para captar agua de mar.

6. Suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización

Si bien a nivel teórico existe un importante conocimiento, desde el punto de vista práctico, su aplicación a los acuíferos costeros presenta numerosas incógnitas, en parte debido a un desinterés de la Administración y en parte por falta de recursos y equipos de investigación en Canarias, mención aparte de la Universidad de las Palmas de Gran Canaria y, en menor medida, de la Universidad de La Laguna.

Esta insuficiencia se sustenta, además, con la falta de infraestructura necesaria para controlar este tipo de fenómenos: las captaciones presentes no reúnen unas características específicas y en general solo se mide el nivel superficial, no existiendo perfiles de salinidad en profundidad ni sondeos multipiezométricos a diferentes profundidades que permitan evaluar el potencial hidráulico.

Se han presentado varias propuestas (Roberto Poncela) a diferentes organismos, pero la respuesta cuando no ha sido nula ha sido negativa. Queda mucho por hacer en este campo.

7. Métodos de estudio utilizados

Solo se dispone de medidas de conductividad eléctrica y de análisis químicos, ya sea en relación con la red de control como con las exigencias normativas de los respectivos Planes Hidrológicos de las Demarcaciones Hidrográficas Insulares.

La aplicación de técnicas isotópicas ambientales es muy escasa y se ha realizado en el ámbito de algún proyecto de investigación o trabajo específico.

Queda mucho por hacer en este campo.

8. Situación piezométrica

En Tenerife se presentan piezometrías actualizadas aunque no se tiene conocimiento real de los mecanismos de intrusión marina puesto que no se miden adecuadamente.

En el Hierro existen las piezometrías del Ingeniero Felipe Roque en la zona de El Golfo y su evolución mediante la aplicación del modelo SUTRA.

En La Palma y en La Gomera no se tiene conocimiento real de los mecanismos de intrusión marina en las zonas costeras puesto que no se miden adecuadamente, ni existen piezometrías actualizadas (se siguen utilizando las de los Avances de los Planes Hidrológicos de dichas Islas, de la época del inicio de los noventa); no obstante, Skupien (1998) presenta una piezometría insular general más actualizada, contemplando la zona costera.

9. Distribución territorial de la salinización y sus características

En general, disponible en Canarias en planos en los respectivos documentos de los Planes Hidrológicos Insulares.

10. Conocimiento del papel de heterogeneidades y situaciones específicas

A nivel de detalle existe mucho desconocimiento científico en los acuíferos volcánicos costeros insulares puesto que no se realizan investigaciones específicas. Solo existen analíticas en cumplimiento de las normativas vigentes.

11. Caracterización hidroquímica e isotópica de la salinización

En Canarias, si bien puede encontrarse abundante información hidroquímica, aunque no siempre con alta fiabilidad, existe un tremendo vacío en cuanto a la información isotópica ambiental aplicada al conocimiento de la salinización de acuíferos costeros volcánicos.

12. Relación entre salinización y características constructivas de las captaciones

El caso de Canarias tal vez es paradigmático, pues la existencia de captaciones de gran diámetro con galerías de fondo a diferentes alturas ha permitido un control sobre los procesos de intrusión.

También es cierto que esas galerías de fondo no se construyeron con el fin específico de minimizar la intrusión, sino para obtener un caudal deseado, que no hubiese sido posible de manera convencional.

13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones

En Canarias, exceptuando zonas con aguas relictas o influenciadas por actividad volcánica remanente, especialmente ligada a las islas más activas y en zonas de "rift" o de punto caliente, la salinización se halla asociada a la franja costera en la que existen captaciones funcionales.

14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación

La salinización se suele manifestar en el verano y alcanza su máximo hacia el principio del otoño, justo antes de las lluvias, que en años medios suelen corresponder con esas fechas. No obstante, en épocas de sequía se ha llegado hasta el final del otoño e incluso periodo invernal con la necesidad de que los pozos extraigan importantes cantidades de agua para salvar los cultivos.

15. Existencia de un modelo conceptual de funcionamiento

Se sigue el modelo teórico clásico de los manuales de hidrogeología, pero habría que profundizar mucho más en los aspectos de detalle.

16. Existencia de modelación matemática

En la zona de El Golfo (El Hierro), el Ingeniero Felipe Roque Villarreal ha aplicado el modelo SUTRA a finales del siglo XX y principios del XXI.

El modelo numérico de flujo subterráneo de Tenerife no contempla densidad variable y considera al mar como condición de contorno de nivel fijo (MFS, 2002).

17. Redes operativas de nivel, salinidad, extracciones, recarga y otras que existen y existieron y sus dificultades operativas

Actualmente, todas las Demarcaciones Hidrográficas cuentan con una Red de Vigilancia adaptada a los requerimientos derivados de la Directiva Marco del Agua. No obstante, no se controlan perfiles en profundidad mediante sondeos multipiezométricos, por lo que no se tiene una definición geométrica clara de la zona de mezcla.

Las redes existentes están más orientadas al cumplimiento legal de que no se supere una determinada conductividad eléctrica o contenido en cloruros.

Se necesitaría implementar zonas piloto representativas de las distintas masas de aguas subterráneas en su sector costero

18. Evaluación de las incertidumbres asociadas al conocimiento y como se estiman y se abordan

Las incertidumbres solo se citan en el mejor de los casos, pero no se ha abordado ningún estudio específico de evaluación de las incertidumbres relacionado con los procesos de salinización.

19. Modelo conceptual de funcionamiento

Se sigue el modelo teórico clásico de los manuales de hidrogeología, pero habría que profundizar mucho más en los aspectos de detalle.

20. Modelación matemática disponible

En las Canarias Occidentales, salvo los estudios del Ingeniero Felipe Roque en la zona de El Golfo (El Hierro), no se tiene constancia de que se hayan aplicado modelos matemáticos específicos para su evaluación.

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea

CANARIAS:

Si bien todos los Planes Hidrológicos abordan la estimación de la recarga, las incertidumbres asociadas así como las distintas metodologías hacen que los resultados sean más que cuestionables, especialmente cuando su fin es la planificación.

En Tenerife, el MFS (2002), acoplado con el modelo de hidrología de superficie, se utiliza como herramienta de planificación; no obstante, presenta una sobreparametrización, con datos que no se demandan ni se obtienen mediante ensayos hidrogeológicos específicos, por lo que fácilmente varios resultados numéricos pueden satisfacer la misma solución, siendo preciso una reflexión crítica.

2. Recarga por retornos de riego, fugas y otras fuentes

En Canarias suele estimarse por estudios agrarios/agrícolas u otros específicos en los abastecimientos, cuyos resultados se incorporan en los respectivos planes hidrológicos (detallados por zonas o como porcentajes).

3. Existencia de recarga artificial

No existen experiencias directas de recarga artificial en las Canarias occidentales

5. Estimación de la descarga de agua continental al mar

Generalmente se ha realizado por diferencia y de manera imprecisa, como estimación por kilómetro lineal de costa. La ausencia de piezometrías actualizadas dificulta además esta estimación. Mención aparte merece Tenerife, donde la estimación de esta descarga se realiza mediante la utilización del MFS (2002).

6. Grado de degradación existente y posibilidades de recuperación

Salvo situaciones puntuales en el Valle de El Golfo y en la Masa de Aguas Subterráneas TF003.– Costera Vertiente Sur, el abandono de captaciones y la puesta en funcionamiento de plantas desaladoras de agua de mar (EDAM) han introducido en el sistema recursos no convencionales que, a efectos prácticos y de planificación, han resuelto el problema, por lo que no parece aconsejable, a corto plazo, invertir en soluciones que suelen ser onerosas.

No obstante, debería plantearse la necesidad, aunque sean en zonas piloto, de valorar y ensayar medidas alternativas que puedan contribuir a una mayor sostenibilidad de los acuíferos costeros insulares.

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes

Actualmente, todas las Demarcaciones Hidrográficas cuentan con una Red de Vigilancia adaptada a los requerimientos derivados de la Directiva Marco del Agua, reflejada en los respectivos Planes Hidrológicos Insulares.

2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización

Como consecuencia de la crisis, diversas captaciones tipo pozo canario y sondeo no están funcionales, tanto por desuso como por abandono y o robo en las instalaciones. Ello hace que cada vez existan menos puntos para el control de la salinización.

Además, los puntos existentes no permiten realizar perfiles en profundidad para caracterizar la geometría de la zona de mezcla. Tampoco existen zonas piloto con sondeos multipiezométricos para tal fin.

Las redes existentes están más orientadas al cumplimiento legal de que no se supere una determinada conductividad eléctrica o contenido en cloruros.

Se necesitaría implementar zonas piloto representativas de las distintas masas de aguas subterráneas en su sector costero

3. Evolución de la salinización

Solo se dispone de datos hidroquímicos, pero de la zona de captación, en general próxima a la superficie freática en la zona costera.

La existencia de captaciones de agua de mar para las EDAM, si bien permitirían realizar este tipo de controles, por lo general no son utilizadas para tales fines: solo se requiere que sea agua de mar y con exigencia de al menos 40 m por debajo de la cota 0 (PHT, 2015).

4. Retraso en la manifestación de la salinización

En general suele apreciarse al final de la época seca, cuando la extracción para riego es mayor, por lo que se necesitan de varias semanas. No obstante, la existencia de vías preferenciales en el acuífero hace que se reduzca ese tiempo de manifestación.

5. Evolución estacional de la salinización y en relación con periodos de sequía

Suele estar bastante marcada. Al finalizar la época de sequía o de regadío se suelen recuperar o por lo menos mitigar los efectos de salinización. La presencia de episodios húmedos en época invernal suele influir directa y positivamente en la disminución de la conductividad eléctrica de las aguas subterráneas costeras.

UTILIZACIÓN DEL AGUA SALINA

1. Usos del agua salobre y salina

El agua salina se utiliza tradicionalmente para uso recreativo: piscinas de agua de mar tanto en complejos hoteleros y de apartamentos.

Se utilizan aquellas que han sido declaradas como agua minero–medicinal y/o termal para uso balneario (Fuen-caliente, La Palma; Pozo La Salud, El Hierro) o tipo spa.

También se utiliza con fines industriales para la obtención de sal (de las 56 salinas productivas que existían antaño se pasó a:

- Janubio (Lanzarote)
- Fuen-caliente (La Palma)
- Tenefé (Gran Canaria – Pozo Izquierdo)
- Arinaga (Gran Canaria)

En general, el agua salobre suele eliminarse mediante emisario, puesto que no se permite su mezcla para otros usos de acuerdo con los aspectos normativos de los respectivos planes hidrológicos insulares.

2. Instalaciones de desalinización y desalobración del agua subterránea

Este tipo de instalaciones presentan en las Canarias occidentales su máximo exponente en Tenerife, existiendo también infraestructura EDAM en El Hierro:

De acuerdo con la información suministrada en los respectivos planes hidrológicos:
Tenerife (PHT, 2015): EDAM.

Tabla XVII-3 Captaciones de agua superficial costera con volumen medio superior a 10m³/día o que abastecen a más de 50 personas

Masa de agua asociada	Captación	Situación zona	
		X	Y
ES70TFTV	EDAM Adeje-Arona	329.988	3.105.874
ES70TF_AMM1	EDAM Santa Cruz	381.137	3.152.479
ES70TFTIV	EDAM portátil Valle de Güimar	366.138	3.135.312
ES70TFTI2	EDAM portátil Granadilla	353.396	3.107.820
ES70TFTV	EDAM Hotel Gran Anthelia	329.071	3.108.354
ES70TFTV	EDAM Abama Gran Hotel	322.850	3.117.496
ES70TFTV	EDAM Hotel Playa La Arena	319.368	3.124.182
ES70TFTV	EDAM Hotel Conquistador	329.405	3.104.772
ES70TFTV	EDAM Arona Gran Hotel	331.867	3.103.500
ES70TFTi1	EDAM Buenavista Golf	317.708	3.140.177
ES70TFTV	EDAM H. Mare Nostrum R.	330.004	3.104.246
ES70TFTV	EDAM Adeje Oeste-La Caleta	327.757	3.109.398
ES70TFTV	EDAM H. Sheraton La Caleta	328.127	3.108.962
ES70TFTV	EDAM Hotel Gran Tacande	328.901	3.108.495
ES70TFTV	EDAM Hotel Roca Nivaria	325.457	3.111.788
ES70TFTV	EDAM Hotel Bahía del Duque	328.789	3.108.550
ES70TFTV	EDAM Siam Park	329.914	3.106.525
ES70TFTV	EDAM Hotel Palacio de Isora	320.135	3.121.120
ES70TFTI1	EDAM Loro Parque	346.613	3.143.549
ES70TFTV	EDAM Hotel Villa Cortés	329.430	3.104.672
ES70TFTV	EDAM Hotel Tenerife-Sol	329.835	3.105.553

EDAS

- Aripe (Guía de Isora)
- Tamaimo (Santiago del Teide)
- Cruz de Tarifes (La Guancha)
- Icod-I (Altos de Icod, Icod de los Vinos)
- Icod-II (El Reventón, Icod de los Vinos)

El Hierro (PHH, 2013)

EDAM

- El Cangrejo.
- La Restinga.
- El Golfo.

3. Vertido y evacuación de las salmueras residuales de desalinización

Por autorización de la Consejería competente en materia de medio ambiente se vierten al mar en las condiciones que dispone la normativa vigente.

En aguas salobres, si la inyección se realiza en el acuífero (caso de algunas plantas de reducidas dimensiones en Lanzarote), es el propio Consejo Insular de Aguas el que debe expedir la correspondiente autorización de vertido.

4. Realización de mezclas de aguas para poder aprovechar aguas salinas y sus consecuencias

La normativa en Canarias no autoriza dichas prácticas (se entiende aguas con elevada salinidad).

5. Comentarios generales y de resumen

En las Canarias Occidentales, en general, la salinización costera es baja debido al actual régimen de bombeo, que se concentra sobre todo en época estival y/o bajo prolongados ciclos de sequía.

Los valores medidos en las captaciones costeras no suelen superar 2 mS/cm, siendo puntuales las captaciones donde este valor es mayor.

También pueden medirse valores promedio entre 2 y 5 mS/cm en algunas captaciones abandonadas de Tenerife (masa de agua subterránea TF003), pero esta circunstancia cada vez es más inusual debido al cierre y clausura de las no funcionales, lo que redundará en una disminución del riesgo de acceso a dichas instalaciones.

No existe un planteamiento riguroso que contemple una propuesta de investigación de los mecanismos de intrusión marina/salinización en los acuíferos volcánicos costeros del archipiélago.

También se desconoce y prácticamente no existe información isotópica ambiental aplicada a la investigación de acuíferos costeros en Canarias, excepto trabajos puntuales.

Las redes de vigilancia y control no están diseñadas para el estudio de la geometría y evolución de la zona de mezcla y tampoco se tiene constancia de que existan zonas piloto de estudio.

En conclusión, existe bastante desconocimiento riguroso de los procesos de salinización y se requiere de investigación y monitorización específica que permita obtener datos para la aplicación de modelos de flujo y transporte aplicados a la gestión de recursos hídricos.

Sección 3. Cuestiones ambientales referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

MEDIO AMBIENTE COSTERO

1. Humedales, manantiales y surgencias costeras que existen o han existido y su estado

Si bien las descargas subterráneas son conocidas por pescadores y buceadores, en general no se les ha prestado una debida atención.

Una de las mejor protegidas en la actualidad es la Fuente Santa (Fuencaliente, La Palma), donde el manantial de descarga costero, asociado a un sistema geotermal declarado como agua mineromedicinal y termal, fluye del edificio Dorsal Sur y descarga subterráneamente. Actualmente no es visible en la bajamar, como antaño, y se precisa de bombeo para ver dicho alumbramiento, siempre por debajo del cero topográfico (Poncela y Skupien, 2009)

4. Servicios a la población que proporciona o ha proporcionado el medio ambiente costero que depende de las aguas subterráneas

Algunas surgencias costeras, generalmente asociadas con almagres por encima del nivel del mar, se han utilizado como pequeñas fuentes de aprovisionamiento de agua para pescadores y bañistas

SITUACIÓN ADMINISTRATIVA DEL MEDIO AMBIENTE COSTERO QUE DEPENDE DEL AGUA SUBTERRÁNEA

4. Instituciones implicadas en la gestión y protección del medio ambiente costero que depende del agua subterránea

CANARIAS

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: Secretaría de estado de Medioambiente:
 - Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar
 - Dirección General del Agua
- Gobierno de Canarias:
 - Consejería de Política Territorial, Sostenibilidad y Seguridad del Gobierno de Canarias:
 - Viceconsejería de Medio Ambiente
 - Viceconsejería de Política Territorial
 - Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas: Dirección General de Aguas.
- Los Consejos Insulares de Aguas de las respectivas Demarcaciones Hidrográficas.
- Las Consejerías con competencia ambiental y/o política territorial específicas de cada uno de los Excmos. Cabildos Insulares.

CONSIDERACIONES ECONÓMICO–SOCIALES RELATIVAS AL MEDIO AMBIENTE COSTERO QUE DEPENDE DEL AGUA SUBTERRÁNEA

3. Valor educativo, humano, sentimental y turístico

El medioambiente costero ligado al agua subterránea ha tenido siempre una repercusión social muy arraigada en el archipiélago canario por cuanto:

- Ha supuesto un suministro local de agua para pescadoras y bañistas.
- Ha permitido el suministro de agua potable para barcos en los principales puertos insulares (junto con aguas procedentes de manantiales de los macizos próximos).
- Ha mantenido nichos de vegetación en acantilados y otras zonas costeras.
- Ha sido utilizado como zona sanatoria y balnearia (Pozo La Salud, El Hierro; Fuente Santa, La Palma).

5. Medio ambiente versus urbanismo en la protección del acuífero costero frente a la salinización

La protección de la franja costera es importante por cuanto puede constituir una fuente adicional de recursos en caso de necesidad, alumbrados a cotas bajas, si se gestiona adecuadamente, minimizando las presiones por extracción.

Asimismo, la preservación de algunos charcos y lagunas costeras al abrigo de barras litorales suponen un uso geoturístico, muy apreciado por un turismo de científico en auge en todo el territorio insular. Asimismo, esos entornos suelen estar asociados a zonas con importantes avistamientos de aves, tanto locales como migratorias, estén o no asociadas a zonas ZEPA o IBI.

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

En general, las zonas costeras no sometidas a fuerte presión antropogénica presentan unas condiciones favorables en los ecosistemas dependientes del agua subterránea.

La presencia de franjas marinas asociadas a los litorales preservan las descargas directas de los acuíferos al océano. Igualmente, la declaración de zonas vulnerables y sitios de interés científico permiten una protección adicional.

Toda la normativa de vertidos también ayuda a la preservación de las características naturales de los sistemas hídricos costeros dependientes del agua subterránea

Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

ASPECTOS SOCIALES Y SOCIOECONÓMICOS

1. Importancia y papel social y económico del acuífero costero, a nivel local y de la región

La disponibilidad de agua al alcance siempre ha sido un hecho favorable. Ha permitido el desarrollo agrícola con menores costes que los derivados de la construcción de galerías a cotas más elevadas, si bien en estos casos las calidades suelen ser mejores y la gravedad disminuye los costes de explotación.

Ha permitido también que los primeros asentamientos estuviesen, en general, cercanos a la costa, lo que también ha permitido desarrollar infraestructuras más rápidamente.

Utilización de agua para regadío en las zonas bajas y plataformas costeras debido a la facilidad de extracción en su día, lo que permitió el desarrollo de la agricultura insular y, por ende, de la capitalización que se generó para incrementar la riqueza socioeconómica y permitir la diversificación de otros sectores y economías productivas.

Junto con los manantiales de los macizos próximos, permitían suministrar agua potable a los barcos que recalaban en los principales puertos de las islas.

2. Usos del agua extraída del acuífero costero y su evolución en función de la salinidad y otras presiones

Uso agrícola:

- Platanera y vid ($CE < 1,5 \text{ mS/cm}$)
- Tomate ($CE < 1,5\text{--}1,8 \text{ mS/cm}$)
- Papa ($CE < 2,0 \text{ mS/cm}$)

Uso recreativo: piscinas de agua de mar.

3. Papel que ha jugado el acuífero costero en el desarrollo socioeconómico del área

Utilización de agua para regadío en las zonas bajas y plataformas costeras debido a la facilidad de extracción en su día, lo que permitió desarrollar la agricultura insular y, por ende, la capitalización que se generó para incrementar la riqueza socioeconómica y permitir la diversificación de otros sectores y economías productivas.

4. Sustentabilidad de la explotación del acuífero costero en relación con la salinización y otros efectos

A día de hoy, la reducción de las presiones por extracción está favoreciendo que los procesos de salinización se atenúen considerablemente, por lo que se puede compatibilizar adecuadamente una extracción racional con el equilibrio agua dulce–agua salada en la franja costera.

5. Daños socioeconómicos que puede producir o ha producido la salinización del acuífero

Abandono de captaciones utilizadas para regadío en las zonas bajas y plataformas costeras debido a la facilidad de extracción en su día, lo que ha motivado la transformación en eriales de zonas antaño cultivadas.

Necesidad de mezclas hasta la aplicación de la DMA y en los últimos años tanto en las Islas Orientales como en Tenerife y en El Hierro la utilización por necesidad estratégica de recursos no convencionales ligados a la desalación de agua de mar.

ASPECTOS DE GESTIÓN

1. Figuras de planificación y gestión del acuífero costero y general existentes

Con carácter general en Canarias:

- Decreto 174/1994, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de control de vertidos para la protección del Dominio Público Hidráulico (BOC nº 104, de miércoles 24 de agosto de 1994, pp: 6123–6140).

Canarias Occidentales:

- Tenerife: Documento Normativo (PHT, 2015):
 - Declaración de zonas sobreexplotadas (Título VI, sección IV)
 - Declaración de zonas en procesos de salinización (Título VI, sección IV)
 - Espacio Cautelar de Protección (Título VI, Capítulo III, sección I)
 - Zonas protegidas de la Demarcación (Título VI, Capítulo III, sección I)
 - Control del riesgo de salinización de las aguas subterráneas en los procesos de producción industrial de agua de mar desalada (Título X, sección III, subsección I)
- La Palma: Documento Normativo (APHP, 2015):
 - Registro de zonas protegidas (Capítulo 2, Sección 14; Capítulo III, Sección 14)
 - Declaración de zonas sobreexplotadas (Capítulo V, Sección V, subsección V)

- Declaración de acuífero costero en proceso de salinización (Capítulo V, Sección V, subsección V)
- Proceso de salinización del acuífero costero correspondiente a los TT.MM. de Los Llanos de Aridane, Tazacorte y a la zona vertiente sobre el barranco de Las Angustias de Tijarafe (Capítulo V, Sección V, subsección V)
- Espacio cautelar de protección de alumbramientos producidos en acuíferos costeros (Capítulo V, Sección V, subsección IV)
- La Gomera: Documento Normativo/Ordenanzas (PHG, 2013):
 - Registro de zonas protegidas (Capítulo 1, Artículo 7; Capítulo V, Sección 2)
 - Utilización del Dominio Público Hidráulico y perímetro de protección (Capítulo 4, Secciones 1 y 2)
 - Protección del Dominio Público Hidráulico y calidad de las aguas (Capítulo 5, secciones 2 y 4)
- El Hierro: Documento Normativo/Ordenanzas (PHH, 2012 (revisión 2013)):
 - Sobreexplotación y salinización (Título IV, Capítulo 1, sección 3).
 - Aguas subterráneas. Perímetros de protección (Título IV, Capítulos 1 y 2; Título V).

2. Aplicación de las figuras de planificación y gestión

A día de hoy no se ha producido ninguna declaración de sobreexplotación, si bien en mucha documentación administrativa se utiliza con bastante frecuencia este concepto.

8. Posibilidad de uso mancomunado del acuífero y sus problemas y dificultades

Todos los Planes Hidrológicos Insulares favorecen en su normativa la constitución de Comunidades de Usuarios de Aguas con el fin de optimizar la gestión y conseguir los objetivos medioambientales y de planificación propuestos.

ASPECTOS INSTITUCIONALES

1. Instituciones existentes para la gestión y su capacidad de actuar

- El Gobierno de Canarias como ente coordinador
- Los Consejos Insulares de Aguas de las respectivas Demarcaciones Hidrográficas que se constituyen como la Autoridad Hidráulica competente
- Las Administraciones locales en aquellos servicios que son de su competencia

2. Instituciones de la sociedad civil y su importancia y capacidad de acción en la realidad

Las Cámaras Insulares de Aguas

- Los Colegios Profesionales con competencias sobre los temas de aguas
- Organizaciones Ecologistas
- Comunidades de Usuarios y Regantes
- Organizaciones Agrarias

7. Disposición de los usuarios al asociacionismo

En general suelen existir numerosas reticencias al principio, por considerar que los recursos son propios al igual que las instalaciones. No obstante, cuando se realiza una labor didáctica adecuada, se entiende que las instalaciones siguen siendo de los titulares pero la gestión de las mismas y el agua alumbrada pasa a ser de la nueva comunidad así creada, lo que facilita los repartos y la distribución de los alumbramientos en función de las necesidades y demandas estacionales, así como de las circunstancias de los acuíferos involucrados.

8. Incentivos a introducir y barreras a superar para favorecer el asociacionismo con vistas al control, corrección y protección contra la salinización

La principal ventaja es el amparo y soporte técnico que puede proporcionar la administración hidráulica, así como las sinergias que se crean con los sistemas asociativos.

Las dificultades a superar suelen ser las de facilitar información, especialmente de carácter hidráulico y económico, necesaria para el buen fin que se pretende.

ASPECTOS LEGALES Y ADMINISTRATIVOS EN RELACIÓN CON LA SALINIZACIÓN

1. Normativa específica existente de gestión y protección y su aplicación

Con carácter general en Canarias:

- Decreto 174/1994, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de control de vertidos para la protección del Dominio Público Hidráulico (BOC nº 104, de miércoles 24 de agosto de 1994, pp: 6123–6140)

Canarias Occidentales:

- Tenerife: Documento Normativo (PHT, 2015):
 - Declaración de zonas sobreexplotadas (Título VI, sección IV)
 - Declaración de zonas en proceso de salinización (Título VI, sección IV)
 - Espacio Cautelar de Protección (Título VI, Capítulo III, sección I)
 - Zonas protegidas de la Demarcación (Título VI, Capítulo III, sección I)
 - Control del riesgo de salinización de las aguas subterráneas en los procesos de producción industrial de agua de mar desalada (Título X, sección III, subsección I)
- La Palma: Documento Normativo (APHP, 2015):
 - Registro de zonas protegidas (Capítulo 2, Sección 14; Capítulo III, Sección 14)
 - Declaración de zonas sobreexplotadas (Capítulo V, Sección V, subsección V)
 - Declaración de acuífero costero en proceso de salinización (Capítulo V, Sección V, subsección V)
 - Proceso de salinización del acuífero costero correspondiente a los TT.MM. de Los Llanos de Aridane, Tazacorte y a la zona vertiente sobre el barranco de Las Angustias de Tijarafe (Capítulo V, Sección V, subsección V)
 - Espacio cautelar de protección de alumbramientos producidos en acuíferos costeros (Capítulo V, Sección V, subsección IV)
- La Gomera: Documento Normativo/Ordenanzas (PHG, 2013):
 - Registro de zonas protegidas (Capítulo 1, Artículo 7; Capítulo V, Sección 2)
 - Utilización del Dominio Público Hidráulico y perímetro de protección (Capítulo 4, Secciones 1 y 2)
 - Protección del Dominio Público Hidráulico y calidad de las aguas (Capítulo 5, secciones 2 y 4)
- El Hierro: Documento Normativo/Ordenanzas (PHH, 2012 (revisión 2013)):
 - Sobreexplotación y salinización (Título IV, Capítulo 1, sección 3)
 - Aguas subterráneas. Perímetros de protección (Título IV, Capítulos 1 y 2; Título V)

2. Herramientas legales para la gestión y su aplicabilidad real

El aspecto Normativo se deriva de los Planes Hidrológicos, así como de la legislación vigente en materias de aguas y medioambiente.

6. Acciones legales y administrativas que permitan integrar el acuífero costero con los otros recursos de agua y su utilización como almacenamiento estacional o ante sequías con daño temporal recuperable

La declaración por parte de los respectivos Consejos Insulares de Agua, de acuerdo con la normativa incorporada a los Planes Hidrológicos Insulares.

9. Normativa y realidad en cuanto a la accesibilidad a los datos e información

La que se deriva de la Ley de Protección de Datos y la específica de los propios Consejos Insulares de Agua y otras Administraciones Públicas.

10. Normativa que regula y limita la acción territorial para protección contra la salinización

La que se deriva de los Planes Hidrológicos de las Demarcaciones Hidrográficas que conforman el Archipiélago Canario.

ASPECTOS ÉTICOS

1. Existencia de conciencia de que el acuífero costero y sus servicios son un patrimonio común a conservar para las generaciones presente futuras

Está muy enlazado con el concepto de sostenibilidad del que, afortunadamente, la sociedad va tomando conciencia. En el caso de Canarias, la presión agrícola y turística han sido importantes (y lo son) pero la puesta en

valor de recursos no convencionales ha paliado en parte una situación no deseable.

Queda muy integrado con el concepto medioambientalista y con la conciencia de reducir/evitar la contaminación al ciclo hidrológico, especialmente en un territorio altamente vulnerable y frágil, con alta protección medioambiental y donde los esfuerzos importantes se vuelcan en la industria turística aprovechando la bonanza del clima y la belleza de los paisajes

4. Estado de transparencia en la gestión, en las actuaciones administrativas, información y en la obtención de los datos

Todavía sigue siendo una asignatura pendiente en Canarias, aunque la situación afortunadamente se va revirtiendo como consecuencia de la presión social y de los protocolos de transparencia que las propias instituciones se dotan.

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

Los acuíferos costeros canarios en medios volcánicos están todavía pobremente conocidos. Los procesos de intrusión como consecuencia de las presiones antrópicas, si bien conceptualmente son fácilmente caracterizables, en la práctica subyacen numerosas incógnitas derivadas de la falta de interés administrativo por su comprensión, a la vez que de una inadecuada red de control para estos fines.

La presencia y aumento de la desalación, así como del abandono de captaciones costeras, tanto por salinidad como por costes de explotación, ha hecho que el problema de la intrusión no sea realmente un problema de gestión directa, motivo por el que las Administraciones públicas se centran en otros objetivos, entre ellos favorecer la producción industrial de agua.

Los pozos de las desaladoras no están convenientemente instrumentados para el seguimiento y control de la interfaz, lo cual no costaría mucho y proporcionaría una información muy relevante que, lamentablemente a día de hoy es bastante inexistente. La tipología de sondeo que se realiza, en el mejor de los casos, permite la introducción de una sonda de nivel si existe tubo piezométrico, pero no suele haber diámetro suficiente, o con riesgo de enredamiento de cables, para la introducción de una sonda de conductividad y, por supuesto, mucho menos para la introducción de tomamuestras a diferentes profundidades.

Los escasos trabajos de modelación matemática, o bien no consideran densidad variable ni procesos de intrusión (caso de Tenerife) o bien han sido muy puntuales (valle de El Golfo, El Hierro).

La planificación insular no contempla un aprovechamiento de la zona de interfaz, derivando la gestión o a la prohibición de extracción o a la desalación de agua de mar (que no salobre) en la franja costera (ejemplo de Tenerife).

A1. Anejo de referencias y documentos de consulta

- APHH (2013). "Plan Hidrológico Insular de El Hierro: Memoria de Información. Documento de avance. Consejo Insular de Aguas de El Hierro. 61 pp. El Hierro.
- APHP (2015). "Plan Hidrológico de La Palma. Aprobación Inicial". Memoria de Información. Consultor: MAREVA INGENIERÍA, S.L. Consejo Insular de Aguas de La Palma. 236 pp + planos.
- MFS (2002). "Revisión y actualización del modelo de simulación del flujo subterráneo en la Isla de Tenerife". Consultor: SURGE Estudios Hidráulicos e Hidrológicos, S.L. Consejo Insular de Aguas de Tenerife–Cabildo de Tenerife. 193 pp + 6 Anejos. Tenerife.
- Pérez, N. (2008). "La firma isotópica del estroncio ($87\text{Sr} / 86\text{Sr}$): la mejor huella dactilar para la detección y cuantificación de la intrusión marina en acuíferos volcánicos insulares". El Manantial. IX: 2–5. Tenerife.
- PHG (2013). "Plan Hidrológico de La Gomera: Memoria de Información. Tomo II". Documento de avance. Consejo Insular de Aguas de La Gomera. 251 pp. La Gomera.
- PHT (2015). "Plan Hidrológico de Tenerife: Memoria de Información". Aprobación definitiva. Consultor: PROINTEC. Consejo Insular de Aguas de Tenerife. 268 pp. Tenerife.
- Poncela, R. (2006). "Caracterización hidrogeológica de las captaciones de CANOPALMA en el Valle de

Aridane'. Informe Técnico. CANOPALMA. 88 pp.

- Poncela, R. y Skupien, E. (2009). "Estudio de evaluación hidrogeológica actual de la Fuente Santa (T.M. de Fuencaliente)". Informe Técnico. CIAP: Consejo Insular de Aguas de La Palma. Clave: OB-40/08. 136 pp.
- Poncela, R. y Skupien, E. (2013). "Estado de las masas de agua subterránea de La Palma". Informe Técnico. CIAP: Consejo Insular de Aguas de La Palma. 131 pp.
- Skupien, E. (1998). Aguas subterráneas en las rocas volcánicas de La Gomera. Tesis Doctoral. Departamento de Geología de la Academia de Minería y Siderurgia "Stanislaw Staszic" de Cracovia (Polonia). Facultad de Geología, Geofísica y Protección del Ambiente. Universidad AGH. 121 pp.

10.3 Aportación específica 1. Las estrategias hidráulicas en la isla de Tenerife.

Autor: Luis O. Puga Miguel, Ingeniero Técnico en Hidrología y Licenciado en Ciencias Económicas. Santa Cruz de Tenerife.

EL PORQUÉ DE ESTAS NOTAS

Cuando el profesor Custodio me hizo conocedor del inicio del proyecto SASMIE ("*Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*") y me hizo partícipe de los objetivos del mismo me asaltaron una serie de preguntas y dudas acerca de la viabilidad de obtener, en Canarias y en particular en la isla de Tenerife, respuestas útiles para proponer soluciones. Más aún, la realidad y las planificaciones y en particular la hidrológica insular recién aprobada en 2015, se me antojaban incompatibles con los objetivos de SASMIE.

Creo pertinente empezar resumiendo mi visión de SASMIE para poner de manifiesto los que creo son sus objetivos:

- 1- el análisis de un conjunto de aspectos vinculados a la salinización de las aguas subterráneas en acuíferos costeros;
- 2- la existencia de aguas de elevada *salinidad* que dificultan o impiden su utilización para abastecimiento y regadío tienen, entre otras, consecuencias como la merma de recursos de agua utilizables en áreas críticas, tienen implicaciones económicas y sociales importantes, además de aspectos administrativos difíciles;

3- el *abandono* o uso limitado de los acuíferos costeros es una pérdida de recursos que se puede paliar con una adecuada vigilancia y gestión, en la que los usuarios deberían implicarse;

4- la posibilidad de recuperación de los acuíferos salinizados y el modo de conseguir resultados prácticos con técnicas viables y económicamente asumibles o con acciones sencillas.

Pues bien, tales pretensiones se me antojan de difícil estudio, diagnosis y rectificación en el caso de Tenerife. Ese enfoque pesimista podría hacerse extensivo, a mi modo de ver, a varias otras de las islas del Archipiélago canario. Pero mi ámbito de conocimiento territorial es relativamente amplio respecto de la provincia occidental, islas de El Hierro, La Gomera, La Palma y Tenerife y dentro de ellas la última, por simples razones de residencia y experiencia. En todo caso, me pareció conveniente reflexionar más profundamente sobre esas meras intuiciones y verificar, o desechar, mis oscuros temores.

Por lo dicho antes y para hablar con un mínimo de rigor, en lo que sigue me centraré en Tenerife.

INTRODUCCIÓN

Si se hace un poco de Historia comparada de las aguas subterráneas en Canarias, puede hablarse de que las islas orientales, por distintas razones que ahora no vienen al caso, han llevado a cabo una explotación "de abajo a abajo": el número de galerías perforadas es mucho menor que el de pozos; pozos que, con frecuencia, fueron profundizando paulatinamente, incluso hasta desfondar un buen número de ellos. Pozos que,

en números totales, sextuplican el número¹ de los perforados en Tenerife.

En las islas occidentales, sobre todo en Tenerife y La Palma, la explotación adoptada fue preferentemente "de arriba a abajo": predominan las galerías y se acometieron éstas en primer lugar, con la salvedad de algunos pozos ordinarios salpicados en distintos lugares.

Acepto que la explicación es inusual desde el punto en que hay islas, entre las que destaca Gran Canaria, que tuvo una cantidad de nacientes en cotas altas mucho mayor que Tenerife, aprovechados durante siglos sin que se planteara la solución tinerfeña de ahondar en el terreno de su nacimiento a medida que mermaban sus caudales. Quizás otra razón parcial para esa evolución temporal dispar fue tener conocimiento previo en Tenerife de los problemas de salinización costera que aparecieron en las islas orientales.

Lo cierto es que en una y otra provincia se han presentado con distinta crudeza problemas de intrusión marina. En Gran Canaria de forma inevitable, desde el punto en que puede que se admitiera su aparición y se diera por hecha una ínfima calidad final de las aguas subterráneas. Por el contrario y sobre todo en Tenerife, el "problema" de la intrusión marina parece haberse soterrado, sobre todo tras las transferencias en materia de aguas al Consejo Insular de Aguas.

Por ello es raro encontrar noticias en la prensa de Tenerife que hablen de problemas de salinización de pozos. Algo similar ocurre en cuanto a los estudios sectoriales². Se amaga con el descenso en el acuífero de Las Cañadas y se habla (solo se habla) de descensos en el de Los Rodeos. Pero las concesiones más sonadas (¿y únicas?) de pozos en los últimos tiempos solo se otorgan en este último acuífero³.

Por el contrario, se "celebran" con frecuencia éxitos con alumbramiento de aguas en estas obras y se propalan noticias, siempre muy comedidas, de la utilidad de las balsas y de las desmineralizadoras que mejoran la calidad de aguas previamente alumbradas por particulares. O de lo beneficioso de la desalación y de las nuevas instalaciones en curso. O de lo interesante, novedoso y avanzado que es la reutilización de aguas depuradas, incluyendo el tendido de conducciones para llevar las aguas desde las depuradoras a las zonas de cultivo⁴. Y cuando las balsas se vacían, la culpa es de la ausencia de lluvia: el cambio climático. Por más que alguno intente mostrar la realidad⁵, la fanfarria oficial es mucho más ruidosa.

El agua, objeto principal,

José Manuel Soria

... La buena noticia es, sin embargo, que hoy hay tecnología disponible para que el problema del agua deje de serlo al menos en aquellos lugares donde haya costa....

Diario de Avisos, 18-9-2005

http://aquamac.itccanarias.org/aquamac2003/noticias_y_eventos/pdfs/Diariodeavisos-1809.pdf

En resumen: la sociedad insular, no solo de Tenerife, no puede (¿no debe?) percibir que el agua sea o pueda llegar a ser un problema, ni en el presente ni en el futuro: todo está bajo control. Porque si menguan los caudales o se deteriora la calidad de las aguas de origen subterráneo, se mejorará con desaladoras⁶ y/o se sustituirá

con agua de mar a la que se quita la sal⁷, o se emplearán aguas depuradas para regar, o... Mejor aún, algunas de esas plantas industriales estarán más cerca de los puntos o núcleos de consumo, con lo que ahorraremos en conducciones de transporte.

Arona

El 36% del agua de uso doméstico proviene de la estación desaladora

Diario de Avisos, 15-03-2012

<http://www.diariodeavisos.com/2012/03/el-36-del-agua-de-uso-domestico-proviene-de-la-estacion-desaladora/>

Hasta aquí los beneficios. ¿Costes o perjuicios?: ¡minucias!, ¡apenas nada! Los más avanzados y posibilistas resuelven la principal dificultad, el gasto energético, con una solución moderna y sostenible: energías renovables⁸. Los beneficios aumentan si se colocan los molinos o las placas solares junto a las instalaciones industriales de producción de agua: ¡no hay que colocar torretas ni se ven líneas de transporte de energía⁹!

Por lo tanto, conceptos como intrusión marina, acuíferos costeros, pozos costeros, etc. están fuera del lenguaje coloquial. Por lo dicho, un estudio que se ocupe de ello parece, a todas luces, fuera de lugar.

Trataré de aportar evidencias que ayuden a contrastar lo antedicho. Evidencias tomadas, en su mayor parte, de fuentes al alcance del gran público, bien de forma directa (prensa, Internet, ...), bien porque los medios de comunicación y algunas redes sociales divulgan todo o parte de informes más rigurosos, de manera que llegan al mismo gran público.

EL ACUÍFERO DE LOS RODEOS

Hablamos de una de las áreas de estudio seleccionadas por el Consejo Insular de Aguas para formar parte de la red de control cualitativo de la planificación.

La noticia no es muy antigua: “*El Consejo de Aguas cancela un permiso para perforar un pozo en Finca Española*”¹⁰ (9/2/2016). Parece sorprender que se cancele un permiso de perforación... 25 años después de otorgarlo y tras no haber comenzado las obras. En realidad, no se cancela: se caduca. Lo cual está contemplado entre las condiciones de todas las autorizaciones. Pero esos matices, que indican una pérdida de cultura del agua, no pueden exigírseles ni al redactor de la nota ni al vulgo que la recibe. Con la noticia quizás se pretende mostrar lo inflexible que es el Consejo Insular de Aguas, que aplica el Reglamento. Insisto: también

imponían esa actuación las autorizaciones para realizar labores de alumbramiento de aguas, anteriores a la existencia del CIAT.

También parece quererse mostrar como evidente que con tanto pozo, algunos con caudales importantes, y con depósitos abastecidos desde esos y otros orígenes (en realidad más desde estos que desde los locales), el asunto del agua, al menos en un municipio importante como La Laguna, no aparenta como problemático. Permítaseme la expresión: pan comido.

Pero la realidad es tozuda. A pesar de que los éxitos se magnifican, algunos de estos no lo son tanto. Pero en tal caso la divulgación de los fracasos se atenúa, o se amplifica según se quiera ver.

La Laguna

El pozo de Las Gavias no tiene suficiente agua para ser explotable

Yazmina Rozas. Diario de Avisos, 29-11-2016

<http://diariodeavisos.elespanol.com/2016/11/pozo-las-gavias-no-suficiente-agua-explotable/>

Hecho que se conceptúa como un fracaso¹¹. En momentos anteriores, más felices, “*La empresa mixta de suministro de agua en La Laguna, Teidagua, prevé un ahorro en la compra de agua en el sector privado de casi un millón de euros. Con el pozo de Las Canteras en plena explotación y a la espera de los resultados –a priori positivos– del que se está realizando en Las Gavias, la entidad lagunera calcula que ahorrará exactamente 951.189 euros.* En términos de explotación, el pozo de Las Canteras aporta a los hogares laguneros 844.025 metros cúbicos al año. Los cálculos técnicos apuntan a que el de Las Gavias dará menos: unos 629.774 metros cúbicos anuales. Cada uno de esos

metros cúbicos tiene un valor en el mercado de 0,6454 euros”¹².

La última cifra muestra otro de los hechos repudiables por su ausencia de rigor. Esos 0,6454 €/m³ de agua a precio de mercado se transforman, en la factura que paga el usuario, según la misma prensa y con datos facilitados por el ayuntamiento, en 1,10 €/m³ para el bloque de hasta 10 m³/mes y en 2,76 €/m³/mes entre esta cuantía y 20 m³/mes¹³.

Nótese que vengo manejando, y trataré de seguir en la misma línea, solo la información habitual y sencilla al

alcance del público: periódicos locales, Internet y algún documento sectorial. No recorro a boletines oficiales ni otros documentos mucho menos consultados por ese gran público.

No conozco que se haya hecho un estudio profundo del resultado global de los varios pozos perforados ni de la viabilidad de continuar con esa fuente de caudales de agua en el acuífero de La Laguna. Permítaseme una breve digresión: los particulares de distintas islas, sobre todo de Tenerife y La Palma, han arriesgado, durante más de siglo y medio, ahorros, capitales, esfuerzo, ilusiones, ... para alumbrar aguas. Y han

fracasado, más o menos, en la mitad de las ocasiones. La administración local, que durante ese periodo se desentendió del problema, debe ser que ya escarmentada, sigue ahora el camino fácil ¿y seguro? en cuanto cosecha un fracaso. Y lo hace con pólvora del Rey. No se cuenta que existe agua de origen subterráneo a disposición municipal más o igual de barata que la futura de desalación (lo justificaré en trabajo posterior). En una palabra, lo sí está claro es que el Ayuntamiento opta, rápidamente, por trasladar el coste de la solución a todos los contribuyentes españoles: se instalará una desaladora de agua de mar (EDAM)¹⁴.

La Laguna

El pozo de Las Gavias carece del caudal suficiente para explotarlo.

La responsable de Aguas, Mónica Martín, anuncia que la nueva línea de trabajo será el intento de construir una desaladora en la zona de Valle de Guerra, con un coste de 12 millones

Diario de Avisos, 29-11-2016

<http://web.eldia.es/laguna/2016-11-29/1-pozo-Gavias-carece-caudal-suficiente-explotarlo.htm>

La solución apetecida tiene su apoyatura normativa. Todavía rige la disposición adicional novena de la Ley de Aguas nacional, en virtud de la cual se declaran obras de interés general la desalación, reutilización y *"cualquier otro tipo de obra hidráulica que ... suponga una iniciativa esencial para el mantenimiento de adecuados niveles de disponibilidad del agua en las diferentes islas"*. Atrás han quedado los convenios con

el Estado en dicha materia, pero se mantiene, sobre todo frente al público, la tesis de que "Papá Estado" se hará cargo de ese tipo de problemas por una u otra vía, sin admitir, según parece, que los convenios del pasado serán algo difícil, por no decir imposible, de recuperar, por más que pasa el tiempo y no se establecen nuevos acuerdos.

Los recortes paralizan las obras públicas

La opinión de Tenerife, 11-04-2012

<http://www.laopinion.es/canarias/2012/04/11/recortes-paralizan-obras-publicas/407053.html>

Los recortes del Estado paralizan más de 40 obras hidráulicas en el Archipiélago
Gran Canaria es la isla con más infraestructuras de interés general pendientes de ejecutar, hasta una veintena. Los proyectos llevan sin concretarse casi nueve años

La Opinión de Tenerife, 26/02/2017

<http://www.laopinion.es/canarias/2017/02/27/recortes-paralizan-40-obras-hidraulicas/752827.html>

De paso, el ayuntamiento divulga una "buena" gestión: *"Puntualizó (la primera teniente de alcalde del Ayuntamiento de La Laguna y concejala de Aguas), eso sí, que no se va a producir una "repercusión económica" en la*

*factura de los vecinos de La Laguna. "Teidagua asume las consecuencias del gasto en las obras del pozo," abundó en relación a los 487.389 euros que se han destinado a las labores realizadas"*¹⁵. Tan es así que

Teidagua mantendrá congeladas las tarifas del agua en 2017

Enaguere, 18-01-2017

<https://enaguere.com/2017/01/18/teidagua-mantendr-congeladas-las-tarifas-del-agua-en-2017/>

Primera constatación: un ayuntamiento cuyo término municipal contiene unos de los acuíferos más delimitados e importantes de la isla, abandona la explotación de recursos subterráneos al primer "fracaso" y se echa en brazos de la producción industrial de agua (PIA, en adelante), teóricamente "infalible". No importa el coste, más si se piensa que la mayor parte de la población se

localiza a cotas entre 300 y 700 m, esto es, que habrá que elevar el agua al menos unos 250-300 m más que con los pozos. Nota final aclaratoria: el acuífero del que venimos hablando no es costero y su salinidad, cualquiera que sea su nivel, no proviene de intrusión marina.

ENERGÍAS RENOVABLES: ¿LA SOLUCIÓN?

Es incuestionable que se hacen esfuerzos para reducir los consumos de energía destinada a la obtención y/o tratamiento de aguas para su mejora¹⁶.

Acciones para reducir el coste energético de los ciclos del agua a través de la eficiencia energética y las energías renovables

Jornadas de divulgación de resultados del proyecto AQUAMAC.
Instituto Tecnológico de Canarias ITC. 2003

<http://aquamac.itccanarias.org/aquamac2003/documentos/Energia%20y%20Agua.pdf>

Otra cosa son los resultados que se dan a conocer, que no parece que sean suficientes para cubrir las necesidades insulares aunque, eso sí, el lenguaje empleado es opaco (negrilla mía):

Conclusiones generales (2)

Desde el punto de vista de la aplicación de las energías renovables se concluye que:

- La energía eólica puede cubrir necesidades energéticas globales asociadas a los ciclos del agua en **todos los casos estudiados**.
- La energía eólica puede aprovecharse en régimen de consumos asociados a instalaciones, cubriendo la demanda y aportando excedentes que pueden ser suministrados a la red eléctrica general.
- En general, las necesidades de suministro en régimen aislado de dispositivos de cloración de agua y sistemas de comunicaciones pueden ser cubiertas por pequeños sistemas de solar fotovoltaica.
- Las cubiertas de depósitos y otros edificios ligados al ciclo del agua pueden ser utilizadas para la producción de energía eléctrica con sistemas de energías solar fotovoltaica conectados a la red con rentabilidades que son razonables.
- Estudios de potencial minihidráulico específicos

de las redes de distribución de aguas. Investigar tecnologías de microturbinas¹⁷.

Vayamos un poco más lejos. Las noticias sobre el empleo de aguas regeneradas, EDAMs y EDASs, son frecuentes. Más aún: ya hay estudios accesibles en Internet que defienden, por ejemplo, que se pueden **"cubrir las demandas de agua potable de la isla (Gran Canaria) y por tanto asegurar el abastecimiento de la población y la agricultura cualquiera que sea el régimen de lluvias y con total independencia del precio que alcance el petróleo en el futuro**. Se trata, por otro lado, de una producción totalmente limpia en cuanto a su impacto sobre el medioambiente y que permite descargar la presión sobre el acuífero de la isla, permitiendo la recuperación del mismo y la consecuente recuperación del medio biótico insular, fuertemente afectado por la falta de agua. Esta situación es **extrapolable a todas las Islas Canarias, especialmente a las que padecen más graves problemas de suministro de agua, como son Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife'** (negrilla mía). Todo ello, simplemente, con "un parque eólico de 100 MW, que supone menos de un 20 % de la energía eólica susceptible de ser instalada en la isla de Gran Canaria¹⁸". Expertos dixit.

Ya en 2006 se publicó un documento que apuntaba en la misma dirección, en este caso con distintas tecnologías: *"Estos proyectos han integrado tres tipos de tecnologías: ósmosis inversa con generación eléctrica de origen fotovoltaico, ósmosis inversa con generación eléctrica o mecánica de origen eólico y destilación con generación de vapor en captadores solares. Los prototipos realizados presentan unos costes elevados, debidos, en parte, a que no se han beneficiado de las*

*economías de escala de las grandes plantas comerciales conectadas a la red. Hay que señalar que la integración de estas tecnologías en zonas conectadas a la red eléctrica no ha suscitado interés"*¹⁹.

En ocasiones se presenta como inapelable la generalización de la PIA y, por ello, de la demanda de energía (negrilla y subrayado mío):

Tendencias en el desarrollo energético de Canarias

Demanda energética:

A la vista de la evolución de los consumos energéticos de Canarias, pueden deducirse las siguientes tendencias:

- Crecimiento sostenido (y alto) de las demandas de electricidad, basado en el crecimiento de la planta alojativa turística, el aumento del nivel de vida y la timidez de las políticas de ahorro
- Crecimiento de la demanda energética para producción de agua, derivada de las necesidades de incrementar la desalación y depuración de agua
- Ligero incremento de las demandas de la industria, habida cuenta de su bajo desarrollo
- Aumento progresivo, pero lento, de la demanda energética para transporte interno (tranvía)
- Progresivo incremento de las demandas en transporte naval y aéreo

<https://economiaencanarias.wordpress.com/2011/08/26/energia-en-canarias/>

Una última muestra: la conclusión final de un informe del Gobierno de Canarias²⁰:

De todo esto se puede concluir que la evolución del sistema eléctrico debe ir orientada a tecnologías que no solo aporten un volumen de energía al mismo sino que también ayuden a una correcta integración de las energías renovables en el "mix" de generación. En este sentido son importantes proyectos como los de instalar centrales de turbinación-bombeo en aras de la consecución de un sistema eléctrico eficiente y respetuoso con el medio ambiente posible.

En resumen: se presenta como obvio e inevitable que el paso del tiempo posibilitará tecnologías mejoradas que puedan concluir en diseños totalmente acertados: todo consiste en lograr las adecuadas y en no fijar el tiempo que tardará en llegar la solución.

Ciertamente, los estudios, probablemente, no son del dominio sino de especialistas interesados en la materia, pero de una u otra manera su contenido o sus conclusiones llegan, antes o después, al gran público. Y calan desde el momento en que los políticos hacen

uso de situaciones más o menos cercanas: *"Restricción a la desalación con renovables: 7.000 afectados, aumento de precios y cierre de plantas"*,²¹ o el siguiente: *"Gobierno de Canarias y empresarios apuestan por garantizar la viabilidad de las desaladoras de agua con autoconsumo"*²².

Lo real es que se transmiten, fiel o torticeramente, avances tecnológicos que apuntan a la resolución, total o parcial del problema agua, desechando siempre el agua de origen subterráneo.

Hasta el momento, los ámbitos de la investigación tratan de demostrar que las energías renovables pueden ser remedio para disponer de agua dulce sin tasa. No parece que en la Revisión del PECAN se prevea lo mismo, pues tan solo se habla de la PIA en relación con la desalación y en términos de pequeñas instalaciones de energía termosolar, con potencia límite de 10 MWe²³.

Una vez abordada, no deja de llamar la atención que la planificación en materia de energía apenas incorpore vinculaciones con la obtención de agua (salvo alguna vista arriba). Profundicemos en ello.

Las Directrices de Ordenación Sectorial de Energía (DOSE), en fase de aprobación inicial, solo mencionan de pasada la energía en cuanto relacionada con el agua o vinculada con ella. Pero se insertan ciertos puntos que no son desdeñables. Así, el correspondiente a las pérdidas de "más del 40 % del agua desalada que es producida con un consumo específico de 4 kWh/m³ en la red de distribución de aguas potable"²⁴. No obstante lo cual, las DOSE concluyen considerando entre las fortalezas, dentro del análisis DAFO del "análisis estratégico para identificar las capacidades y limitaciones de Canarias en materia energética, y como base para la propuesta de normativa que desarrolle las Directrices de Ordenación del Sector Energético (DOSE)"²⁵, las siguientes

"7.3 Fortalezas

Canarias cuenta también con un conjunto de fortalezas, que si se aprovecharan adecuadamente, permitirían reforzar la situación de su sector energético. Entre estas cabe mencionar:

- ...
- Un gran número de técnicos cualificados en los sectores de petróleo, electricidad y energías renovables y **una posición de liderazgo mundial en el binomio energías renovables-desalación de aguas**.
- Un gran potencial contrastado de las energías eólica y solar."

Poco más adelante en las DOSE se apunta otra solución:

"También, existe la posibilidad, ya apuntada en el PECAN 2006, de favorecer **una sobrecapacidad instalada en las instalaciones de desalación de agua, compensando la baja utilización promedio con unas tarifas especiales de la electricidad**, para que dicha

desalación se produjera exclusivamente en horas valle o en períodos de excedentes de generación eléctrica de origen renovable."²⁶

Los subrayados de los párrafos anteriores son míos, para destacar lo relativo al agua. En cuanto al ante-anterior, debo manifestar que no he sido capaz de localizar referencias que avalen aquella posición de liderazgo, pero ahora solo me interesa señalar la existencia de tal convencimiento, al menos en el sector público. Convencimiento que, resulta una perogrullada aseverarlo, actúa en contra del aprovechamiento de las aguas subterráneas, más aún si presentan problemas en cuanto a suficiencia de calidad. Y para qué hablar de favorecer una sobrecapacidad de instalaciones a costa del contribuyente genérico. Tal parece que la intención es que el coste energético, todavía por encima de otros métodos de obtención de agua, no sea obstáculo para la expansión de la desalación. Intención que ataca frontalmente a la equidad (en cualquiera de sus acepciones y modalidades) del método, toda vez que las tarifas especiales (especiales en el sentido de no recuperación de costes, según obliga la DMA, parece evidente) implicarán recargos de costes y precios para usuarios que nada tienen que ver con la desalación. En cualquier caso, se muestra una posición clara que no se decanta por la explotación de las aguas subterráneas.

Manifiesto mis dudas en cuanto a si la aprobación de las Directrices ha dejado sin vigencia el PECAN 2006 (y su Revisión con plazo de estudio entre 2007 y 2015). Lo que es indubitable es que las DOSE analizan y valoran (no muy positivamente, por cierto) al PECAN 2006 quien, por otro lado, tampoco hace de la obtención y tratamientos de agua su objetivo prioritario.

LA INICIATIVA PRIVADA: ¿CAMINOS NUEVOS?

Una noticia "de hoy"

Los agricultores urgen poner en marcha las desaladoras para salvar la cosecha
Exigen que los ayuntamientos compren agua de las instalaciones para poder disponer de los recursos de las galerías y pozos para los cultivos de este año

Elena Hernández. La Opinión de Tenerife, 11-03-2017

<http://www.laopinion.es/tenerife/2017/03/11/agricultores-urgen-poner-marcha-desaladoras/756691.html>

Pero vamos por partes. En Tenerife, un reducido conjunto de pozos privados ha resuelto con la instalación de EDAMs o EDASs, cuando menos temporalmente, dificultades en cuanto a la calidad de sus aguas. Veamos sus actuaciones y sobre todo los resultados.

El primero en recurrir a ello (creo no equivocarme) fue **San Ginés-Fañabé**. Al pozo emboquillado en Adeje, a la cota 80, se le acopló una desmineralizadora (EDAS) de ósmosis inversa para hacer útiles sus aguas para el riego de fincas cercanas de plataneras²⁷.

No figura en el Listado de Desaladoras de Canarias 2013²⁸, lo que indica que la planta se dejó de emplear. Según los propietarios, la legalización de la planta resultó complicada y larga en el tiempo.

En cuanto al pozo, en 1986 trataban 350 m³/d, con un rechazo de 60-70%. Inicialmente vertían la salmuera al mar a través de una tubería que, para no afectar a las nuevas playas creadas, acabó vertiendo a un antiguo pozo abandonado cercano a la finca.

Los datos sobre obras y extracciones conocidos de manera personal por quien esto escribe reflejan discrepancias con algunos de los asertos de este apartado.

Las aguas salobres mejoradas, en una proporción de 10-20% de agua del pozo, se mezclaban con las de los canales Intermedio y Sur, de tal manera que la salinidad de aquéllas (del orden de 1200 µS/cm) se dejaba, para la mezcla, en 900 µS/cm.

La implantación de la planta fue inevitable y comenzó con aguas de 2500 µS/cm. Con el tiempo, la salinidad fue creciendo hasta 8000 µS/cm, lo que obligó a cesar en la explotación, haciendo inútil una dura lucha para su legalización. La razón última fueron los aumentos de costes de la energía, en particular el canon de enganche. Su caudal final fue de 15 m³/h.

En el "Censo de instalaciones subterráneas, galerías y pozos de Tenerife" del CIAT (Censo TF en adelante), en 2013 el pozo aparece como activo.

Sus propietarios achacan la salinización subterránea de su pozo a la existencia y empleo de pozos clandestinos en los alrededores.

Pozo *Los Pasitos-Santa Cecilia-La Monja*, localizado en Buenavista. Tras un fracaso, bien en la perforación, bien en la explotación, o en ambos, obtuvo nueva concesión a favor de la *comunidad de regantes La Monja*, así como ayudas públicas^{29,30}, para elevar hasta 200 pipas/h de agua salada³¹ (las "pipas", medida usual de volumen en Tenerife, son de 480 L).

Hay informaciones que apuntan a que su capacidad fue aumentada, o se preveía tal cosa, hasta 5000 m³/día³². En el inventario de desaladoras de Canarias de la FCCA, fechado en 2013, se le asigna una capacidad máxima de 3620 m³/d y una producción de 3500 m³/d.

Durante unos 10 años (entre 1995 y ¿2005?) funcionó como pozo, ayudado de una desmineralizadora

(algunos números en el Anejo 2). El destino era: 60% a Buenavista y 40% a Los Silos; llegaba hasta zona de La Caleta de Interián (casi paralela al canal de la Federación). Conducción de unos 7 km, de fundición dúctil cuando va enterrada y de polietileno si va al aire. En determinado momento su salinidad pasó de 7000 µS/cm a 9000 µS/cm. De ahí que el CIAT propusiera (¿2002?) reducir la extracción, incluso con amenaza de cierre de la misma, o se obtuviera la concesión de una desaladora de agua de mar (IDAM) Así, en julio 2002 cierran la IDAS. Esta empezó a funcionar en julio 2004, tras los permisos y ayudas económicas públicas. En todo caso, hay noticias que apuntan a que hasta mediados de 2014 no se habían logrado todas las autorizaciones necesarias³³. Se solicitó instalar un parque eólico de 1,7 MW para autoconsumo en una planta desaladora agrícola, sita en El Risco, del término municipal de Buenavista del Norte³⁴, distante del anterior pozo, ya abandonado, unos 3 km. La planta desaladora toma las aguas de dos pozos inmediatos a la costa, de unos 65 m de profundos.

Entre su puesta en marcha (julio 2004) y final de 2004, se obtuvieron 792.600 m³ de agua producto. En 2005 y 2006 las producciones fueron, respectivamente, de 1.445.000 y de 1.238.100 m³. En la actualidad (2017) el agua producto obtenida se cuantifica en 90/100 m³/h (otra fuente lo eleva a 1.100.000 m³). Se complementa con balsa/depósito, de igual nombre³⁵.

Según el "*Censo de instalaciones subterráneas, galerías y pozos de Tenerife*" (OCAS) del CIAT, en 2013 el pozo primitivo estaba inactivo.

En un trabajo reciente se expone como modelo a imitar, junto con la desaladora de Las Galletas³⁶.

Luis Losada-Las Flores (Valle Guerra-La Laguna). Pozo que casi con seguridad comenzó a bombear en 1975. Historial muy parecido al de San Ginés-Fañabé. La planta de tratamiento no consta en el Listado de la FCCA, aunque el pozo sí figura como intermitentemente activo en la relación OCAS del CIAT. Las aguas se emplean para riego en la finca de flores y plantas de la propiedad.

Según mis datos de campo, entre 1980 y 2005 se elevaron los volúmenes de agua que recoge la tabla. Solo a título de curiosidad: en el año 2000 se produjo un quiebro cuyas razones serán curiosas de identificar en otro momento.

Año	M ³	Año	M ³
1980	57.695	1998	32.544
1981	73.172	1999	43.992
1982	41.547	2000	sd
1983	0	2001	25.440
1984	78.519	2002	21.600
1985	57.440	2003	sd
1986 (feb-jun)	41.477	2004	20.570
1987-1997	sd	2005	29.190

A comienzos de 1997 se publica la solicitud³⁷ de la comunidad de aguas **Costa de Tejina** (Guía de Isora) para instalar una planta desalinizadora (EDAS) de aguas procedentes del pozo de igual nombre. La instalación, de 1400 m³/día de capacidad, emplea el sistema de electrodiálisis reversible (EDR). El agua se destinaba y se destina exclusivamente a regadío. Las cifras acopiadas por mí en distintas épocas están incluidas en el Anejo 1.

Pozo **Carmina** (Los Silos). En 1997-1998 obtuvo autorización para instalar una desalinizadora con capacidad para 500 m³/día³⁸. No se cita en el Listado de la FCCA por más que en la relación OCAS sí se catalogue al pozo (emboquillado a cota 87 m) como activo³⁹.

Por otro lado, varias entidades agrícolas y asociaciones de agricultores han instalado plantas industriales para obtener agua para sus cultivos. El "Listado de desaladoras de Canarias (Oficial)" de FCC enumera, para el año 2013, un total de 34 instalaciones, con una producción total de 95.000 m³. De ellas, 27 son privadas, sumando una aportación de 36.000 m³⁴⁰. No obstante, la FCCA estima que el total de desalación en aquella fecha era de 155.000 m³⁴¹.

Nótese que Tenerife se encontraba cerca de Fuerteventura y Lanzarote en cuantía de agua desalada y que Gran Canaria, con una historia más amplia y con menos recursos subterráneos, solo (?) duplica (216 %) la cifra de Tenerife. Dicho en otros términos, la progresión de Tenerife en materia de agua desalada es mucho más acelerada que la de las restantes islas.

BONNY S.A. tiene instaladas sendas desaladoras en sus fincas de **El Fraile** (Arona) y **El Confital** (Granadilla).

La primera tiene 1680 m³/d de capacidad, en tanto que la segunda es mayor, de 2910 m³/d. Ambas están listadas por la FCCA en 2013. La de El Confital se promovió a mediados de 2003⁴² y la solicitud habla de 3600 m³/d, sistema de OI. La de El Fraile, también de OI, ya estaba funcionando a mediados de junio de 2002, a tenor del anuncio del BOC sobre la autorización de vertido al mar de salmuera⁴³.

Comunidad de Regantes de Las Galletas (Arona). Inició su constitución a mediados de 2002⁴⁴ y comenzó la construcción en 2003⁴⁵; aunque a finales de 2006 se anunció su inauguración⁴⁶, en 2008 parece que llevaban a cabo vertidos de la salmuera en condiciones de clandestinidad por falta de emisario para la misma⁴⁷.

La planta solicitada⁴⁸ es de 4000 m³/d de producción, sistema de OI^{49;50}, inaugurada a finales de 2006, capaz para 4790 m³/d (según otra fuente, la capacidad máxima es de 10.000 m³/día y su producción media de 4000 m³/d). A comienzos de 2014 sufrió una paralización momentánea⁵¹.

Una descripción del funcionamiento se lleva a cabo en "COPLACA TRASMITTE: DESALADORA DE LAS GALLITAS"⁵².

Las experiencias reflejadas proporcionan al menos tres conclusiones elementales:

1. La desmineralización de aguas subterráneas ha inducido una mayor explotación del agua del subsuelo y con frecuencia, incremento de la salinización;
2. Ese primer recurso a la PIA ha fracasado con frecuencia y/o ha requerido el segundo: sustituir o complementar la desmineralización con la desalación

de agua de mar. Se produce una salinización progresiva, parte de la cual tiene su origen en la implantación de pozos costeros para las tomas de agua, por más que estos se profundicen más de lo imprescindible;

3. Como quiera que los particulares vienen obligados a la recuperación completa de costes, el fracaso de la PIA puede venir por esta vía, lo que ha obligado a cerrar instalaciones.

La realidad que se desprende es que la iniciativa privada, en particular la vinculada a la agricultura, ha decidido dejar de depender de las aguas subterráneas. Mientras determinados cultivos renten lo suficiente para hacer frente a los gastos de obtención de aguas "caras" (léase desalación, desmineralización y reutilización) se obvia la "escasez" y los problemas de calidad con producción industrial de agua. Una muestra palpable de ello se encuentra en el nº 101 de *Campo Canario*⁵³, en el que se desgranar las bondades de la desalación para el agro.

Para el caso de Tenerife puedo aportar al menos cuatro razones que, entiendo, avalan este tipo de acciones:

- El "éxito" de la desalación en la provincia oriental. No tanto el de Gran Canaria sino posiblemente más de Lanzarote y Fuerteventura. Proveer de agua al turismo, a la población residente y "rescatar" una agricultura que estaba en trance de desaparición ha podido ser una de las razones iniciales⁵⁴. La "potabilizadora" de Gran Canaria, con una ayuda estatal significativa durante un tiempo para lograr unos costes asumibles, también tuvo un efecto demostración importante. Los sectores, en particular el agrícola, quizás no han evaluado lo suficiente si las soluciones de Lanzarote y Fuerteventura, tanto en poblaciones residentes, como turísticas, como en el sector agrícola, son aplicables a Tenerife.
- La propaganda pública (y la privada... interesada⁵⁵) de la facilidad de contar con aguas alternativas a las subterráneas, subvencionadas, por otro lado, hasta lograr un precio igual o inferior al de mercado de las aguas subterráneas⁵⁶. El Cabildo de Tenerife ha invertido cantidades muy notables en el sector agrícola (compra de aguas, conducciones interzonas, redes de riego, balsas, ...), modernamente

con vestimenta de "sostenibilidad"⁵⁷, para facilitar caudales a la agricultura con precios públicos "dumping" en relación con los costes reales⁵⁸.

- El coste energético se ha obviado. Más aún: se ha extendido y se continúa extendiendo el convencimiento, promovido por determinadas instituciones, públicas sobre todo, de que la producción industrial de agua consumible será competitiva, o incluso, más rentable, que el agua "natural" cuando se "liberalicen" las energías renovables. Estas, además de más baratas de producción, serán sostenibles y podrán generarse de manera individual; incluso se emplea con frecuencia el señuelo de que, además, podrá lograrse un mayor beneficio vendiendo sobrantes energéticos a las productoras de energía⁵⁹, o, como ya se ha hecho público, determinados productores de agua desalada con energía fotovoltaica se han revuelto y han obtenido apoyo público contra la nueva regulación de energías fotovoltaicas para autoconsumo⁶⁰.
- La opinión, ampliamente difundida y aceptada, de que las desaladoras de agua de mar, al entrar en funcionamiento con destino al abasto (¡cuidado!, no siempre se distingue entre el urbano y el turístico), "liberarán" aguas subterráneas de medianías, por otro lado, más baratas, que podrán ser destinadas a la agricultura. Filosóficamente, el argumento puede parecer impecable en el corto plazo. Pero eso no elimina dos amenazas inevitables. La primera es que las aguas subterráneas obtenidas en galerías (medianías y cotas altas) siguen un proceso de mineralización progresiva. Segunda: la pretensión del PHIT, según se analiza en otros apartados, consiste en ralentizar las extracciones de aguas del subsuelo con vistas a lograr un nuevo equilibrio, inducido, en el sistema acuífero. Ergo no es descabellado entender que los caudales de esa procedencia sean menores con el discurrir del tiempo. Tercera: habrá un proceso de paralización en la explotación de los pozos costeros, de tal manera que, si se quieren volver a poner en producción, la situación no admita vuelta atrás, de manera semejante a como ha acaecido en La Palma. En resumen, que como bien dice la noticia de prensa, se salvará la cosecha del presente año, pero pueden perderse otras muchas.

La Palma

Algunos pozos en la comarca Este, preparados por si se agrava la sequía.

El consejo Consejo Insular de Aguas ha establecido contacto con propietarios de varios pozos de agua de la comarca Este para posibilitar la extracción de agua de los mismos en caso necesario. Esta posibilidad, que forma parte de un plan de previsiones si mermara de forma muy significativa la disponibilidad de agua de riego durante lo que resta de verano, es una de las medidas que ha estudiado el vicepresidente y consejero de Aguas del Cabildo insular de La Palma.

José Luis Perestelo



Imagen de uno de los embalses de la Isla

Todo está dispuesto para recuperar el uso de esos pozos, algunos de ellos fuera de uso desde hace varios años, si las reservas de agua con las que cuenta la isla para afrontar un nuevo verano marcado por la escasez hídrica y con algunos embalses al 9, al 40 y al 60%, y precedida por un invierno con menos precipitaciones de las deseadas, no resultarán suficientes o surgiera algún tipo de imprevisto en alguna de las infraestructuras hidráulicas de la Isla.

Así lo transmitió Perestelo Rodríguez, que pasadas varias semanas tras asumir la cartera de Aguas en la institución insular y estudiar meticulosamente la situación con técnicos y regantes, reconoce que “estoy tranquilo” porque “tenemos reservas suficientes” y porque “tenemos medidas previstas en caso de que esta situación variara”.

Según el último censo llevado a cabo por el Consejo Insular de Aguas sobre pozos y galerías de La Palma, recuento con el que se trató de regular la seguridad en las instalaciones hidráulicas en virtud de un decreto regional. En la Isla existen 189 galerías, de las que sólo se mantienen activas un total de 93. Por otro lado, el censo oficial reconoce otros 84 pozos repartidos por los catorce municipios de la isla de La Palma, de los que sólo permanecen abiertos 22.

El registro permite señalar los ocho pozos que en La Palma entrañan peligrosidad, de entre los que destacan el del barranco de Las Angustias, catalogado como de muy alta peligrosidad, mientras que el resto se localizan en los municipios de San Andrés y Sauces, Puntagorda, Tijarafe y Fuencaliene.

Eugenia Paiz. Diario de Avisos, 08-07-2015.

<http://lapalma.diariodeavisos.com/2015/07/08/algunos-pozos-en-la-comarca-este-preparados-por-si-se-agrava-la-sequia/>

Lo visto hasta ahora en el apartado tiene otro objetivo: dar cuenta del intervencionismo del sector público, próximo al dirigismo absoluto, fundamentalmente por

la vía administrativa de procedimientos tortuosos y complejos que se alargan en el tiempo y que hacen más costosas económicamente las soluciones.

PLAN DE REGADÍOS DE CANARIAS 2014–2020

Hablo de su versión preliminar de 2013⁶¹, única publicada hasta el momento. El Plan de Regadíos de Canarias (PRC) incorpora frecuentes remisiones al PHIT aprobado en 2015 (y a los restantes PH insulares), no obstante puntualizar que no forman parte de sus objetivos la captación y el almacenamiento de agua⁶².

Sin embargo, entre las actuaciones del PRC se traspone (negrillas mías):

“Actuaciones del Plan de Regadíos de Canarias en Tenerife

En virtud de las determinaciones del Plan Hidrológico, el Plan de Regadíos de Canarias se plantea como objetivos ambientales de sus actuaciones en Tenerife:

- *Disminuir el consumo agrario, ahorrando agua como resultado de mejorar la eficiencia de riego, minorando con ello los retornos que producen contaminación difusa.*
- *Desarrollar redes de riego con aguas regeneradas con tratamientos terciarios que aseguren su calidad a precio competitivo.*
- ***Disminuir la extracción de agua subterránea en las zonas costeras, que producen intrusión marina, favoreciendo la reutilización de aguas regeneradas.”*** (p. 86).

Téngase presente que el concepto de regeneradas agrupa a las tres modalidades de la PIA: desalación, desmineralización y depuración.

Sorprende que sea el documento, entre los que he manejado, en el que con más frecuencia se hable de intrusión marina, franja costera y sobreexplotación. Hasta el punto de que el Plan entiende la existencia de una situación generalizada en todo el Archipiélago (negrilla mía):

*“...Esta mayor eficiencia de riego también contribuirá significativamente **a la calidad de las masas de aguas subterráneas al reducir la sobreexplotación y la intrusión marina - en el caso de explotación mediante pozos-** así como la contaminación difusa al minorar el volumen de los retornos de riego que percolan en profundidad ...”* (p. 43).

El Plan concreta más y justifica claramente el uso de recursos hídricos no convencionales:

*“Las **actuaciones para poner a disposición de la***

***agricultura recursos hídricos no convencionales que al atender una parte de la demanda disminuyen la extracción de recursos del acuífero,** son de gran interés, ya que inciden directamente en la conservación de los recursos naturales. Los nuevos recursos que se contemplan en el Plan son aguas de producción industrial: las aguas residuales regeneradas y el agua desalada de mar.*

*Las actuaciones de esta tipología que se han incluido en el Plan se ubican en áreas agrícolas costeras. En estas zonas, donde históricamente se ha localizado preferentemente el regadío intensivo, **la explotación de los recursos subterráneos se efectúa a través de pozos cuyos volúmenes de extracción han alcanzado una entidad tal que provocan intrusión marina,** con lo que las aguas generalmente presentan una salinidad elevada, no adecuada para uso agrario, **que se suele reducir mediante la instalación de desalinizadoras. Esto hace que a veces los regantes tengan la sensación de que se dispone de recursos ilimitados de calidad, con lo que la intrusión aumenta,** salvo que un ciclo lluvioso restablezca, en cierta medida, el equilibrio. De ahí el interés ambiental de estas actuaciones.*

Por otra parte, el coste final del agua así extraída resulta elevado, ya que al coste de la extracción del recurso ha de añadirse el de su posterior desalación. En consecuencia, las actuaciones que permitan el acceso de las explotaciones agrarias a los nuevos recursos pueden suponer, entre otras ventajas, una reducción de costes.

*Aunque, en principio, la sustitución del bombeo de los pozos y de la desalinización supone un ahorro energético, también la producción industrial de agua para el regadío tiene una dependencia energética considerable. Por ello el Plan asocia a los centros de producción y/o de acondicionamiento de estos nuevos recursos, **instalaciones de producción de energías renovables siempre que ello es posible, contribuyendo además a reducir el precio final de los nuevos recursos.”*** (ps. 44–45)

En los párrafos inmediatamente anteriores se agrupa lo que, a mi juicio, es la “nueva estrategia” sobre el agua destinada a uso agrícola, no solamente en Tenerife⁶³ sino en todo el Archipiélago. Conviene resumirla:

- Los pozos en zonas costeras inducen una intrusión marina que se traduce en crecimiento de la salinidad del agua, lo que la hace inservible para distintos cultivos.

- Las desalinizadoras (de aguas subterráneas salobres, para dejarlo claro) posibilitan una mayor extracción de agua de pozos, lo que acentúa la intrusión marina, etc.
- Por otro lado, la desalinización, junto con el incremento de los bombeos encarece el coste de obtención del agua.
- La solución que propone el Plan es ir, directamente, a la desalación (en general a la PIA) y la manera de reducir la dependencia energética, así como los costes, se consigue mejor si los centros de producción están asociados a instalaciones de producción de energías renovables.

AUDIENCIA DE CUENTAS DE CANARIAS⁶⁴

La Audiencia de Cuentas de Canarias ha elaborado y dado a conocer, hasta el presente, tres informes que, de manera más o menos cercana, tienen interés para nuestro asunto en relación con la gestión económica, financiera y contable del sector público de la Comunidad Autónoma de Canarias. De más antiguo a más moderno, hablo de

- Informe de fiscalización de la captación y distribución del agua por las entidades locales. Ejercicio 2012
- Informe de fiscalización del saneamiento del agua por las entidades locales, ejercicio 2013' (fechado el 10/12/2015)
- Informe de fiscalización del uso agrícola del agua por las entidades, ejercicio 2013, fechado el 25 de marzo de 2015

Según la conclusión 13 del primero de los informes⁶⁵, los 19 municipios con población menor de 20.000 habitantes de la Isla de Tenerife compran el 91,6 % del agua que consumen⁶⁶. Si se añaden a esa cifra las aguas propiedad de los municipios, estimadas en otro apartado de este trabajo, así como por la propia Audiencia⁶⁷, en una media del 5% de las alumbradas en su término municipal, se puede concluir que en los municipios "pequeños" casi toda el agua es adquirida.

Por lo que hace a los municipios de más de 20.000 habitantes, "... El 87,9% de dicho volumen de agua es adquirida por los municipios a terceros." (p. 65).

Queda ratificado que, en la actualidad, la mayor parte de las aguas que se consumen en Tenerife en abasto público proceden del subsuelo insular. Más: el Informe de fiscalización no pondera muy favorablemente la desalación en la provincia occidental (negrilla mía): "*Dadas las condiciones favorables del archipiélago canario para la desalación, **sobre todo en las islas***

Podríamos cerrar aquí el estudio pues la sustitución de recursos convencionales por no convencionales (PIA) es la estrategia evidente. Podrían, si acaso, hacer disquisiciones de la viabilidad de colocar las instalaciones de producción de energías renovables asociadas a las de producción de agua, o sobre los mayores o menores costes ambientales, etc. Pero no es mi objetivo.

Pese a lo dicho, creo interesante seguir mostrando acciones y previsiones, casi siempre en el sector público, que mantienen o ahondan en la línea que acabo de mostrar.

orientales, acentuado ello por las necesidades hídricas existentes, resulta que la desalación, sobre todo del agua de mar, (dejando de un lado las aguas salobres) constituye una fuente importante de recursos hídricos. No obstante, dicha posibilidad se ve limitada por los altos costes de inversión así como los costes de explotación y mantenimiento de las plantas desaladoras." (p. 33)

Pero también puntualiza algo singular (p. 34): "*El CIA de Tenerife es el único CIA de Canarias que produce agua de forma industrial mediante los tres procesos detallados anteriormente, desaladoras, desalinizadoras y desaladoras móviles.*"⁶⁸

A lo largo de 2013, cuatro cabildos insulares, dos consorcios, una mancomunidad y 10 ayuntamientos manifestaron suministrar **agua para uso agrícola**. En Tenerife, y en el mismo año, "*el Cabildo Insular de la Isla a través de su Entidad pública empresarial Balsas de Tenerife, BALTEN, como los Ayuntamientos de La Laguna, Tacoronte, por todos ellos de origen superficial y/o subterráneo salvo en el caso de BALTEN que suministró, además de este recurso hídrico, aguas regeneradas para uso agrícola.*" En ese ejercicio, BALTEN no suministró agua desmineralizada, para el mismo uso, al municipio de Buenavista. En el ámbito del archipiélago, solo en Gran Canaria se suministra agua para uso agrícola por parte de las entidades locales proveniente de los tres tipos de recursos hídricos analizados: aguas superficiales y/o subterráneas, agua de mar desalada y aguas regeneradas (p. 49). Todo ello según señala la Audiencia de Cuentas en el segundo de los informes enumerados al comienzo de este apartado (ps. 42-44). Conviene señalar que en otras islas del Archipiélago, en particular de la provincia oriental, sí que se destinan aguas de mar desaladas para uso agrícola (p. 49 y tabla inmediata, copia de la de la p.13).

Isla	Superficial y/o subterránea	Agua de mar salada	Aguas regeneradas
El Hierro	-		
Fuerteventura	-	Sí	Sí
Gran Canaria	Sí	Sí	Sí
La Gomera	Sí		
La Palma	Sí		
Lanzarote		Sí	Sí
Tenerife	Sí		Sí

La prestación del servicio público de agua para regadío se entiende avalada, de manera "indirecta", a mi juicio, por normas sectoriales cuyo objeto común son las aguas depuradas y su reutilización⁶⁹.

En lo que es el objeto de este estudio, basta reiterar lo dicho en el párrafo anterior: en Tenerife se destina agua de producción industrial al sector agrícola, producida casi exclusivamente por el sector público y gestionada en un 93% por BALTEN en cuanto a las aguas desalinizadas y en el 88% de las regeneradas⁷⁰. Algo muy representativo de la tendencia creciente de la PIA de cara al futuro lo refleja la Audiencia de Cuentas en muy pocas palabras (negrilla mía):

"El Programa de Actuaciones de la Audiencia de Cuentas de Canarias para el ejercicio 2014, aprobado por el Pleno en sesión celebrada el 20 de diciembre de 2013, incluye la Fiscalización del uso Agrícola del Agua por las Entidades Locales, ejercicio 2013, ya que las aguas regeneradas y desaladas para la utilización de regadío en las islas son

cada vez más frecuentes, por lo que se estima conveniente un análisis sobre la utilización de ese tipo de aguas así como las subterráneas y superficiales destinadas al uso agrícola." (p. 3)

No puedo terminar el epígrafe sin dejar constancia de algo que, aunque parece intrascendente, encubre, a mi modo de ver, una valoración negativa de la intervención de los Consejos Insulares de Aguas en el sector del agua y, en particular, como productores de PIA. Se puede encontrar en la p. 34 del *"Informe de fiscalización de la captación y distribución del agua por las entidades locales. Ejercicio 2012"*⁷¹ (negrilla mía):

"Se estudia a continuación la producción industrial del agua en plantas industriales gestionadas directamente por los CIA, que aunque no sea una competencia específica de los mismos, es asumida por éstos a través de convenios con distintos ayuntamientos."

BALTEN

Entidad pública nacida para explotar unas balsas concebidas para almacenar excedentes de aguas subterráneas (y escorrentía superficial ocasional) y que, con el discurrir del tiempo, interviene en el mercado de precios comprando y vendiendo aguas blancas, tratando algunas de estas, adquiriendo aguas depuradas a precios políticos, en ocasiones parece que gratuitamente⁷², y mejorándolas cualitativamente⁷³, transpor-

tando aguas entre zonas y ejecutando y explotando todo ello con pérdidas frecuentes (¿permanentes?) en su contabilidad, compensadas con los presupuestos del Cabildo Insular.

Para mejor precisar, veamos la enumeración que la página web del Cabildo hace de sus funciones⁷⁴:

BALTEN

Qué es

Balsas de Tenerife (BALTEN) gestiona y vela por el buen funcionamiento de las balsas de la Isla y la conducción el agua que contienen hasta los usuarios. Asimismo, gestiona el tratamiento terciario de aguas depuradas de Santa Cruz-La Laguna y Adeje-Arona y la desalación de agua para riego en el territorio insular.

Funciones

BALTEN gestiona en la actualidad las balsas (21) de.....

A ello se une la gestión de las Estaciones Desalinizadoras de Aguas Salobres para uso agrícola (EDAS) de...

- Isla Baja (Buenavista del Norte)
- San Lorenzo (Arona)
- Adeje-Arona (Adeje)

También es su responsabilidad una importante cantidad de kilómetros de redes de riegos y las conducciones de transporte de aguas Santa Cruz-San Lorenzo y Adeje-Arona-San Lorenzo, así como distintos tomaderos de agua e instalaciones de diversa naturaleza como la Estación de Bombeo de las aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife, el Pozo de La Florida (Icod de los Vinos) y la Galería El Pris (Tacoronte).

Competencias

Además de gestionar las balsas de la Isla, entre las competencias básicas de BALTEN figura la prestación de los servicios públicos de...

- Abastecimiento de agua para riego consiguiendo una regulación temporal de las aguas disponibles, bien sean de origen subterráneo, de escorrentía superficial o residuales y urbanas depuradas.
- Desalación del agua para riego.
- Transformación de aguas depuradas en aguas regeneradas mediante tratamiento terciario.

Objetivos y acciones

La finalidad básica de BALTEN es la prestación del servicio público de abastecimiento de agua para riego, así como la gestión de todas aquellas infraestructuras hidráulicas o instalaciones afectas a la misma mediante adscripción, cesión en uso o cualquier otro título admisible en Derecho que le permitan la consecución del fin asignado (Artículo 4, Estatutos de BALTEN).

¿Qué hacemos?

- Gestión y Administración.— Gestión y Administración de la infraestructura hidráulica que el Cabildo insular de Tenerife y el CIATF han adscrito al organismo.
- Almacenamiento.— Prestación del servicio público de almacenamiento de aguas en las balsas y depósitos que se destinen a este fin.
- Suministro.— Prestación del servicio público de suministro de aguas para el regadío de cultivos agrícolas, de zonas verdes y de áreas de equipamiento.
- Transporte y Aducción.— Prestación del servicio público de transporte de aguas y la aducción del abastecimiento a poblaciones.
- Prácticas de Empresa
- Asesoramiento

...

Tanto BALTEN como el CIAT son órganos del Cabildo; sin embargo, los objetivos, acciones y funciones del primero

que recoge el segundo⁷⁵ no coinciden con los que publica el tercero, a saber:

BALTEN Servicio público de abastecimiento de agua para regadío.

El Cabildo Insular de Tenerife, a través de un organismo propio, Balsas de Tenerife (BALTEN) explota y mantiene las balsas de regulación para regadío agrícola de las que es titular. La totalidad de los trece embalses gestionados representa una capacidad de almacenamiento de tres millones y medio de metros cúbicos.

Su funcionamiento consiste en la aportación de agua a los embalses por parte de usuarios que cuentan con excedentes en determinadas épocas del año, pudiendo recuperar más adelante el agua almacenada a cambio del pago por el almacenamiento, que se lleva a cabo cediendo los usuarios un porcentaje del agua entregada a la balsa.

El agua cedida, así como la captada por otros medios (escorrentía y precipitación), es puesta a la venta por BALTEN, contando con precios diferentes según la zona de la isla de que se trate y pudiendo los propietarios originarios obtener el agua cedida a un precio preferente.

Por otra parte, BALTEN también gestiona la infraestructura para la reutilización de los efluentes urbanos depurados de Santa Cruz de Tenerife y La Laguna. Las aguas residuales procedentes de estos núcleos urbanos, convenientemente depuradas, son aptas para el regadío. En este caso, BALTEN no sólo vende el agua, si no que presta los servicios de entrega y medición por contador de la misma a pie de finca, así como el de mejora de la calidad de partida, diluyéndola con aguas de menor salinidad e incluso desalinizando parte de la misma, con el objeto de garantizar una calidad óptima para los regantes.

Además de los servicios anteriores, BALTEN tiene a su cargo la gestión del servicio público de transporte de determinadas conducciones, cobrando un precio por el agua transportada.

Vemos, en resumen, que BALTEN, so capa de servicio público de abastecimiento de agua para regadío, gestiona las balsas, desaladoras, desmineralizadoras, redes y hasta un pozo y una galería.

La página web propia de BALTEN⁷⁶ proporciona otros datos en cuanto a su patrimonio⁷⁷ así como en cuanto a sus funciones, que difieren, y no siempre en asuntos menores, con los recogidos arriba:

BALTEN Servicio público de abastecimiento de agua para regadío.

“El valor del patrimonio que actualmente tiene a su cargo BALTEN supera los 200 millones de euros: 21 embalses, 1150 km de conducciones de transporte, aducción y distribución, 19 pequeños azudes para la captación de aguas superficiales, 3 pozos y una galería para la captación de aguas subterráneas y 8 estaciones desaladoras, todo ello para atender a más de 8.000 usuarios en el reparto de un volumen que superó los 22 hm³ en el año 2008.”

La literalidad de las referencias anteriores no es gratuita. BALTEN es el gestor insular de las aguas públicas, que se supone sigue las pautas que se le marcan desde los órganos políticos del Cabildo Insular. Pues bien, si distintas instancias insulares no se ponen de acuerdo en las funciones que desarrolla (o debe desarrollar), es difícil admitir que la política hidráulica insular esté claramente definida, ordenada y orientada.

Con todo, no es esto lo que ahora me interesa. Ni siquiera el hecho de que BALTEN sea deficitario cróni-

co⁷⁸. Lo que quiero resaltar es que, aun contando con un pozo y una galería en su patrimonio, su actividad se centre, a la vista está, en la PIA. La desaladora de agua de mar de Adeje-Arona, a la que se incorporarán a pleno rendimiento, parece que en un plazo no muy lejano, las de Granadilla y Fonsalía, amén de las desmineralizadoras para aguas salobres, muestran a las claras que las aguas subterráneas solo representan, en su actividad, una materia prima a tratar en sus plantas de desmineralización y, en muy pequeña medida, un rubro dentro de lo que ellos denominan aguas blancas⁷⁹.

Balten

El Cabildo ultima un plan de ajuste para salvar a su empresa Balsas de Tenerife.
La institución prevé que Balten, que abastece de agua a los agricultores,
pierda este año 1,3 millones de euros.

Ylenia Lorenzo, 08-02-2014

<http://www.laopinion.es/tenerife/2014/02/08/cabildo-ultima-plan-ajuste-salvar/524784.html>

Balten

El Cabildo aplica un plan de ajuste para salvar Balten.
Balsas de Tenerife tiene como límite este año para equilibrar sus cuentas

Ylenia Lorenzo, 16-09-2014

<http://www.laopinion.es/tenerife/2014/09/16/cabildo-aplica-plan-ajuste-balten/564311.html>

Soy consciente de mi desvío, en el desarrollo de este apartado, del objeto de mi estudio: la viabilidad de la continuidad de la explotación de las aguas subterráneas, incluso en situaciones de sobreexplotación. Pero el desvío tiene su razón de ser: organismos públicos aplican

"*políticas públicas*" con inyección de dinero público en acciones como la desalación y, en general, la producción industrial de agua. Pero no se hace nada semejante en cuanto a las aguas subterráneas, salvo algunas ayudas menores que ampliaré en apartado posterior.

GESTA

GESTA

"GESTA tiene por objeto exclusivo la realización de todas las actuaciones necesarias para la redacción de proyectos, diseño, construcción, financiación, conservación y mantenimiento y explotación de obras hidráulicas de carácter supramunicipal, así como la puesta en el mercado del agua (Nótese la "intromisión", aunque solo sea terminológica, que se lleva a cabo encubiertamente. Porque en otros lugares, entre ellos el "Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta" se dice: "La asignación de las aguas subterráneas se realiza en lo que se conoce como el **"mercado del agua"**, donde el precio del agua se establece libremente..." (p. 134)) producida y la prestación de los servicios de transporte de aquella y de depuración de aguas residuales mediante obras hidráulicas cuya construcción y explotación acometa."

<http://www.gestatenerife.org/>

La lectura del objeto social de la entidad lleva irremediablemente a concluir que GESTA y BALTEN tienen objetivos comunes. Quizás el matiz se encuentra en el ámbito sectorial en que se mueven. BALTEN dice ceñirse al regadío, con esa incursión en el abasto a poblaciones, en tanto que GESTA "trabaja" con obras hidráulicas

"de carácter supramunicipal". Manifiesto que son matices que no soy capaz de deslindar con claridad, pero sí me ratifico en que hay puntos (muchos) de contacto. Uno de ellos es evidente: no se contempla acción alguna en materia de aguas subterráneas y mucho menos en las zonas costeras.

CÁMARA INSULAR DE AGUAS DE TENERIFE

Al contrario de las otras que vengo considerando, constituye una entidad asociativa privada cuya misión es la de *"representar al sector privado del agua de Tenerife ante la sociedad y sus instituciones, ..."*. Su objetivo es *"representar ante la sociedad las actividades de las Comunidades, Heredamientos y aprovechamientos de agua de todas clases, **defendiendo los intereses de sus asociados y actuando para garantizar su futuro** siendo conscientes de la esencialidad y sensibilidad del agua para la vida."*⁸⁰

Agrupar a un conjunto muy numeroso de comunidades de aguas canarias titulares de aprovechamientos de aguas subterráneas, así como algunas comunidades de regantes y de transporte de aguas.

He subrayado lo de la defensa de los intereses de las comunidades, heredamientos y aprovechamientos de agua asociados, así como lo de garantizar el futuro de las mismas. Sin embargo, si se entra en su web se cuentan con los dedos de una mano las noticias (divulgativas, sin gran profundidad) que se centren en el mundo de las aguas subterráneas de Tenerife. Diría más: se recogen más nuevas sobre el estado de llenado de las balsas o sobre desalación de agua de mar y producción industrial de agua que sobre las aguas que constituyen la razón de ser la Cámara. Y, obviamente, la explotación de aguas subterráneas costeras, o la misma sobreexplotación son conceptos igualmente inexistentes en el órgano de publicidad de la Cámara.

Creo que no hace falta extenderse más⁸¹.

PLAN HIDROLÓGICO INSULAR DE TENERIFE

Documento sectorial determinante. Está claro que el PHIT apenas contempla el concepto "salinización" costera como se entiende normalmente⁸².

En la Memoria del *"Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica 2015-2021"*⁸³, fechado en mayo 2015, se dedica un apartado, no extenso, ciertamente, a la intrusión marina, *"entendida como el flujo subterráneo o penetración más o menos profunda de aguas marinas hacia el acuífero costero, empeorando la calidad del agua extraída, pudiendo llegar a inutilizarlos por salinización"*, y localizándola en dos zonas poco extensas de la Masa costera de la vertiente Sur insular⁸⁴. El *"Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta"* del 2º Ciclo de Planificación amplía poco más la situación, mencionando la Masa Costera del Valle de La Orotava; en todo caso, se describen como problemas locales.

*"La intrusión marina se presenta de manera localizada, con problemas locales de intrusión de agua que persisten en el tiempo, aunque con tendencias evolutivas diferentes según los casos, pero en ningún caso generalizable."*⁸⁵

No obstante tratarse, como ha quedado dicho, de situaciones espacialmente localizadas, el PHIT 2015 vigente y el 2º Ciclo, en elaboración, se decantan por soluciones calificables como drásticas. Así se expresa la Memoria del *"Esquema provisional..."* (lo que está con negrilla es mío)

*"En el caso de las subterráneas, se definen algunas medidas complementarias asociadas a la mitigación de la presión de extracción, aunque, la principal medida orientada a la mitigación este tipo de presión viene recogida en la normativa del PHT (art. 24.1) en el que se establece que **no se otorgarán concesiones de aprovechamiento de aguas subterráneas, salvo** las que se destinen al abastecimiento y las que correspondan a la transformación de derechos privados"*⁸⁶.

La válvula de escape de los aprovechamientos para abastecimiento puede ser más amplia de lo que pudiera pensarse, toda vez que el art. 362 de las Normas del PHIT2015 incluye no el "clásico" abasto domiciliario sino el urbano-turístico, el industrial y el de ocio. Pero con todo no deja de aplicarse una solución tajante.

Los argumentos que se aportan, tanto en el PHIT 2015 como en los documentos del 2º Ciclo hechos públicos son varios. Sin ánimo de exhaustividad, traspondré algunos. El primero,

*"De ahí la importancia de alcanzar, cuanto antes, una nueva situación de equilibrio entre las entradas y las salidas al sistema hídrico subterráneo, que garantice una captación sostenible a medio y largo plazo."*⁸⁷

La "solución" podría valorarse como razonable si no fuera porque una página antes se reconoce que (sic, con el subrayado mío)

"Esta reducción en las extracciones favorece, sin

duda, que el sistema evolucione hacia una nueva situación de equilibrio; desconociéndose el tiempo necesario para alcanzarla, ya que éste dependerá no solo de la cuantía de las salidas sino también de la magnitud de las entradas.⁸⁸

En la planificación hidrológica de Tenerife, el estado cuantitativo de las masas de agua **se infiere** (subra-

yado mío) por la evolución del nivel freático y por la evolución de los caudales drenados en los puntos que integran la red de control cuantitativo⁸⁹. Si sumamos los pozos de las redes de control químico de las masas de aguas subterráneas en Tenerife por debajo de la cota 300 m, obtenemos una veintena. De ellos, solo 2 están a cota 100 m o inferior⁹⁰.

TF001-Masa Compleja de Medianías y Costa N-NE; TF003-Masa Costera Vertiente Su; TF004-Masa Costera del Valle de La Orotava.

Fuente: Farrujia y otros (?): "Redes de control químico de las masas de aguas subterráneas en Tenerife. Valoración de resultados"

Masa	Nombre	TM	Cota emboquillamiento en m
TF001	Viña Grande	Garachico	10
	Las Tapias	La Laguna	125
TF003	Ajano	Guía de Isora	220
	Las Pilas/Charquetas	Guía de Isora	220
	Lomo de la Tosca	Guía de Isora	310
	Charcón	Granadilla	240
	Chimiche	Granadilla	266
	Sondeo PIRS	Granadilla	¿>100?
	Cataño	Güimar	160
	Jagua	Güimar	130
	La Florida	Candelaria	298
	Tonazo	Güimar	240
	Bco. Seco II	Adeje	214
	Sondeo Las Galletas	Arona	¿<100?
	Salones O.	Granadilla	305
TF004	La Calderona	La Orotava	195
	Dehesa Alta	Puerto Cruz	151
	La Horca	Puerto Cruz	150
	Los Perales	La Orotava	291
	Vera Guanche II	Puerto Cruz	100

La tabla permite entender que, en general, la zona costera "litoral" (< 100 m; denominación que me invento ahora) está escasamente cubierta de puntos de control. Más: teniendo en cuenta que todos los pozos cercanos a la costa alcanzan la cota 0, en realidad, habría que ponderar la profundidad de cada punto con

la distancia al mar para mantener la tesis del inicio de este párrafo. En todo caso, aceptando que los 20 pozos de la tabla se alinearán uno al lado del otro, la distancia media entre cada dos, sobre la base de un perímetro costero insular de poco más de 1315 km, arroja un valor de casi 66 km. Si en su lugar tomamos

la longitud de costa, 342 km, la nueva distancia es de 17 km. Parece indudable que ambas longitudes pueda entenderlas como elevadas si lo que se quiere apreciar es la influencia de dos pozos contiguos afectados por intrusión marina, o la existencia de esta entre ambos.

Por tanto, y en contra de la opinión del CIAT, entiendo que el objetivo medioambiental que se pretende lograr con la reducción de las extracciones significa como un "laissez faire" hidrogeológico, escasamente justificado y lejos de la libertad de acción, sobre todo para los particulares que, como reconoce el mismo PHIT 2015, proporcionan el 84 % de los recursos de agua insulares. Muy al contrario, la acción de la Administración hidráulica está lejos de la inacción, como se ha dejado dicho pocos párrafos atrás con la cesación de concesiones.

En todo caso, el "Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica 2015-2021" deja clara la estrategia que ya ha aparecido en otros apartados anteriores (recuérdese, sobre todo, la versión preliminar del PRC). Motivos estructurales del sector privado, su principal promotor, sumados **"al efecto de las políticas administrativas aplicadas orientadas a la aportación de nuevos recursos no convencionales para satisfacer las demandas"** han dado como resultado que **"las previsiones a corto y medio plazo es que continúe disminuyendo" la aportación** de los recursos subterráneos⁹¹.

Consecuencia: **"La creciente demanda de agua hace preciso la incorporación de nuevos recursos procedentes de la reutilización de aguas regeneradas y desalación de agua de mar lo que conlleva un incremento importante del consumo de energía en la producción de agua aumentando el consumo de combustibles fósiles y emisiones de CO₂"**⁹²

Y no representa ningún problema lo que los planificadores, asimismo, admiten:

"La producción de agua desalada se sitúa en 21,16 hm³/año, de los que un 59% proviene de plantas públicas; el 41% restante corresponde a instalaciones privadas.

Respecto a la desalación de agua de mar hay que resaltar lo siguiente:

- **Su alto grado de dependencia energética hace necesaria la aplicación de nuevas tecnologías que permitan aumentar su eficiencia.**
- **Los vertidos de salmuera precisan de mayor grado de estudio tanto del medio receptor como de las técnicas en los sistemas de vertido.**⁹³

La conclusión de lo revisado hasta el momento en lo tocante a la planificación es que se continuará limitando el aprovechamiento de las aguas subterráneas, en la línea de los últimos tiempos, en tanto que se promueve la producción industrial de agua como fuente alternativa de recursos.

BREVE RECAPITULACIÓN, UNA APOSTILLA Y UNA CONCLUSIÓN

El presente trabajo tiene muy poco de "técnico" y mucho de sociológico. Alguno pensará, incluso, que no es sino una tautología. Mi pretensión ha sido responder a dudas personales en cuanto a que el objeto del estudio del profesor Custodio podría estar abocado a resultados escasos en el ámbito de la isla de Tenerife. Creo haber aportado razones varias en esa línea.

Para ello he acumulado, a veces reiterativamente, noticias, documentos y actores/actuaciones que se centran en opciones distintas al aprovechamiento de las aguas subterráneas, opciones alternativas a éste y, por supuesto, que se encuentran lejos de contemplar, estudiar y, sobre todo, enmendar la intrusión marina con vistas a extraer, de manera sostenible, aguas costeras. Para ello he tratado de abarcar un espectro amplio de la sociedad insular para mostrar, con esas repeticiones, que el camino en materia de obtención de recursos hídricos parece estar trazado y será difícil salirse de él,

al menos en el corto y medio plazo. Lo mismo en cierto sentido: he acopiado ejemplos demostrativos de una estrategia pública, con una alta carga intervencionista, que se orienta a la producción industrial de agua.

Pero la Administración no se limita a sostener esa política. Parte de la estrategia está destinada a "convencer" al público, a la población y a las instituciones privadas, de la bondad de la misma, de la insostenibilidad de los recursos subterráneos y, por ello, de lo impecable de la estrategia antedicha. Y, por lo que creo detectar, esa batalla contra las aguas de origen subterráneo ya está casi ganada. Ganada porque la Administración está equipada con un conjunto numeroso de órganos que, por su carácter de públicos, cuentan con medios en consonancia con sus poderes exorbitantes. Ganada porque las escasas instituciones privadas y los particulares parecen haber abandonado la lucha y están solo a la espera de que llegue el término del plazo en que

la propiedad privada de las aguas alumbradas deje de serlo y se transforme en concesiones.

Llegados aquí, creo oportuno introducir la apostilla: ¿habría alguna posibilidad de revertir el curso de la batalla o de alargar la misma y dar opción a los particulares, como actuales titulares de las aguas subterráneas, a continuar con una explotación que, reconocido públicamente, está más cerca del óptimo que la pública? Unas valoraciones previas.

El PHIT 2015 informa que

*"En la demarcación existen emboquillados 388 pozos⁹⁴ que extraen un caudal conjunto de 60 hm³/año, **situándose por lo general en la zona de medianías y bajas**. Con este emplazamiento lo que se pretende es captar la descarga del acuífero, los flujos de agua que de forma natural se dirigen hacia el mar, **explotando un recurso renovable** que de otra forma se hubiese desaprovechado. En los últimos años, debido a una creciente demanda, se han intensificado los regímenes de bombeo, siendo localmente superiores las extracciones a la descarga natural del acuífero, **lo que ha favorecido el fenómeno de intrusión marina**."*⁹⁵

A su vez, en "Documentos iniciales. Ciclo de planificación hidrológica 2015–2021 Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta" encontramos un resumen del "Análisis Económico del Uso del Agua"⁹⁶. Dentro del mismo se puede leer:

La partida más importante dentro de los costes del abastecimiento de agua potable a domicilio "son las compras de agua, un 45%, como consecuencia del precio del agua en alta, tramo del servicio en el que el nivel de recuperación de costes es también elevado a consecuencia de que **el mercado del agua repercute todos los costes** y de que **las aguas desaladas presentan un nivel de recuperación de costes que cubre todos los costes de explotación y parcialmente las inversiones**.

*El hecho de que los costes de explotación supongan el 96% del total advierte de que no se contabilizan como costes del servicio las **inversiones** que realizan los Ayuntamientos, CIATF, Cabildo, Dirección General de Aguas y MAGRAMA."* (p. 145)

El párrafo anterior agrupa dos concepciones totalmente dispares:

- El mercado del agua, sector privado, que se nutre

de aguas subterráneas, recupera la totalidad de los costes (99,7% si se "descuentan" las mínimas ayudas públicas contempladas en la Ley de Aguas de Canarias)

- Las aguas desaladas, y en general la producción industrial de agua, en manos del sector público⁹⁷ no recuperan todos los costes, en contra de las directrices de la DMA. Hasta el punto de que

*"El PHT justifica en su memoria de ordenación la **excepción a la recuperación de costes** en este tramo del servicio porque no sólo no compromete los objetivos ambientales de la DMA, sino que es necesaria para reducir la sobreexplotación, ya que el alza de las tarifas desplazaría la demanda hacia las aguas subterráneas."* (p. 140)

Hay, por tanto, un tratamiento diferenciado en cuanto a costes y su recuperación entre las aguas obtenidas por los particulares, de origen subterráneo casi en su totalidad, y las restantes fuentes, mayoritariamente en manos públicas.

Reformulemos la pregunta: vista la mayor eficiencia de la gestión privada de las aguas y la existencia de un punto final para la explotación de aguas subterráneas en esa modalidad, ¿podría/n plantearse alguna/s medida/s para aplazar o revocar ese término de plazo?

La respuesta la proporcionan, en primer término, los particulares. Una muy reducida, y por tanto poco significativa, encuesta llevada a cabo por quien escribe estas líneas, arroja una respuesta casi unánime: la evolución futura del mercado del agua se ha asumido como irreversiblemente menguante. Hay varias razones:

- Los costes de perforación se han encarecido notablemente, tanto en galerías como en pozos. Tanto los directos (explosivos, maquinaria, seguridad, ...) como los indirectos: accesos a las obras, obligación de retirar escombros a vertederos autorizados (apenas existentes), ...
- Los equipos de trabajo de este tipo de obras han desaparecido y/o se han desmembrado, perdiéndose una especialización muy singular y necesaria.
- El interés por el agua como objeto de inversión, social o menos, da igual, también se ha eclipsado; sobre todo entre los que no han vivido directamente la cultura del agua alumbrada.
- En los últimos tiempos, el sector privado de las aguas muestra preocupación por el nuevo enfoque tributario sobre la naturaleza jurídica de las aguas y su fiscalidad. El tratamiento tributario restrictivo de

los gastos (p. ej. la energía), o lo que es igual, la inadmisión por la Administración de la tributación de los beneficios como netos (en lugar de los brutos) pone en grave peligro, sobre todo, la explotación de todos (digo todos) los pozos. Lo cual añade incertidumbre entre los afectados, a la vez que propicia la desinversión y el desinterés por las aguas subterráneas.

Las razones antedichas están más o menos subsumidas en otro párrafo de los documentos oficiales que vengo manejando (como casi siempre, la negrilla, mía):

*"...Los titulares de los aprovechamientos, en su mayoría calificados como aprovechamientos de aguas temporalmente privadas o privadas, dada la escasa rentabilidad de las captaciones de menor caudal, no acometen las necesarias obras de conservación y mantenimiento que necesitan tanto las captaciones como las conducciones de transporte. **El sector privado, principal inversor en la captación de recursos subterráneos, está desmotivado y sin incentivos suficientes**, por lo que los partícipes de las comunidades se han ido convirtiendo en rentistas al tiempo que se incrementa el poder de gestión de los agentes intermediarios..."*⁹⁸

Efectivamente, el sector privado está desmotivado. Mi percepción es que muchos y muy potentes incentivos se necesitarían para revertir la situación actual; y no parece que el sector público esté por la labor de otorgarlos.

Por todo lo dicho, mis respuestas a las preguntas que motivaron este análisis son rotundas, cuando menos

en el ámbito de Tenerife:

- no se lleva a cabo, ni probablemente se llevará, análisis alguno de los aspectos vinculados a la salinización de las aguas subterráneas en acuíferos costeros;
- existe una planificación para solventar la existencia de aguas de elevada *salinidad* que dificultan o impiden su utilización para abastecimiento y regadío: producción industrial de agua, pero sin un análisis de las implicaciones económicas y sociales que ello conlleva o, si los hay, ocultos para el público;
- la única previsión contenida en la planificación en relación con los acuíferos costeros consiste en suspender toda concesión y buscar un nuevo equilibrio hidrogeológico del sistema acuífero insular;
- no se contempla la posibilidad de recuperación de los acuíferos salinizados más allá de la que resulte de minimizar y/o suspender los aprovechamientos de aguas subterráneas.

El gran objetivo de SASMIE es buscar remedios para un futuro. La situación presente, a la vista está, no inclina al optimismo en lo concerniente a luchar contra la intrusión marina, a la vez que sostener y promover determinada minería del agua. Lo cual debe incitar a escudriñar con paciencia, como estamos obligados a hacer, para encontrar soluciones que restituyan a situaciones pretéritas o no dañen más la presente. Habrá que abordar esa tarea. Para ello mi esperanza está puesta en el profesor Custodio: estoy seguro de que mi percepción sombría está en las antípodas de los resultados que ha obtenido y en las soluciones que, de seguro, aportará o sugerirá.



El autor conoció esta finca de platanera en las cercanías de La Caleta (Adeje, Sur de Tenerife) en plena explotación. Cabría una pregunta: ¿es creíble que con la PIA volverá a su situación pretérita? Foto del autor

10.3.1 Notas al pie

- ¹ <https://jornadasdeculturadelagua.files.wordpress.com/2012/10/historia-y-cultura-del-agua-en-canarias2.pdf>
<http://mdc.ulpgc.es/cdm/fullbrowser/collection/MDC/id/155808/rv/singleitem>
- ² He encontrado algunos estudios, todos ellos del mismo año, 1988
http://aguas.igme.es/igme/publica/pdf/tiac_3/pdf/lib26/42a_po.pdf
http://www.agua.ulpgc.es/documentos_pdf/td1527_0000.pdf
https://books.google.es/books?id=-7Z8BFUVLdIC&pg=PA61&lpg=PA61&dq=intrusi%C3%B3n+marina+tenerife&source=bl&ots=kXCE-JoVDup&sig=dms6lKpDDNJvG-OT-jFqPH1Aw&hl=es&sa=X&ved=0ahUKewiUy8_kkNrKAhVCvhQKHcscA1I4ChDoAQgrMAM#v=one-page&q=intrusi%C3%B3n%20marina%20tenerife&f=false
https://www.researchgate.net/publication/28253349_La_intrusion_marina_y_su_incidencia_en_los_acuiferos_espanoles
<http://www.laopinión.es/tenerife/2013/11/02/coste-agua-desalada-subira-prohibe/507391.html>
http://www.magrama.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_ays%2Fa086_09.pdf
http://www.aguastenerife.org/5_educayforma/pdf/Articulo%20AQUAMAC%20final.pdf
- ³ "La única salvedad a lo expuesto con anterioridad son las concesiones de aprovechamiento destinadas al abasto que se han otorgado con posterioridad a la entrada en vigor de la Ley de Aguas 12/1990. En Tenerife se han concedido seis (pozos sondeos Canal del Norte nº 3, Canal del Norte nº 4, La Cañada, Camino de La Villa, El Cubo y Las Canteras)142. A éstas habría que añadir las expectativas de aprovechamiento de agua destinada para el abasto en relación con concesiones en tramitación, caso del pozo Las Gaviás (La Laguna)'. PHIT2015, Memoria de Información, p. 180. Más adelante se amplía este asunto
- ⁴ <http://www.laopinión.es/tenerife/2014/08/07/cabildo-dota-tejina-nuevo-canal/557552.html>
- ⁵ <http://www.diariodeavisos.com/2012/12/tejina-agua-presente-por-wladimiro-rodriguez-brito/>
- ⁶ Seguimos teniendo un problema terminológico: el DRAE define desalinizar como "quitar la sal del agua del mar o de las aguas salobres, para hacerlas potables o útiles para otros fines" con lo que no permite distinguir entre las EDAM (estación desaladora/desalinizadora de agua de mar) y las EDAS (estación desalinizadora de agua salobre). Quizás lo más sencillo sea emplear los acrónimos, que es lo que haré con frecuencia en estas notas.
- ⁷ http://www.arona.org/portal/fnot_d4_v1.jsp?codMenu=1524&codMenuPN=1473&codMenuSN=1478&contenido=62080&ni-vel=1400&tipo=8
- ⁸ Algo de lo que se habla desde hace tiempo, como se verá en líneas posteriores, pero que no se concreta definitivamente.
<http://eldia.es/criterios/2016-02-10/8-Decadas-reivindicando-nuevo-modelo-energetico.htm>
- ⁹ Una muestra muy ilustrativa, de ASAGA-ASAJA, que volverá a citarse: <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf>
- ¹⁰ <http://www.laopinión.es/tenerife/2016/02/09/consejo-aguas-cancela-permisos-perforar/654799.html>
- ¹¹ Una situación atípica, que pasa desapercibida para el público, la contenida en
<http://www.laopinión.es/tenerife/2013/08/06/teidagua-traslada-perforacion-pozo-vega/491391.html>
El procedimiento normativo para cambiar la ubicación de un pozo (o de cualquier obra de alumbramiento de aguas subterráneas), sometido a una concesión, exige, prácticamente, empezar de cero, cosa que la noticia no trasluce
- ¹² <https://enaguere.com/2017/01/18/teidagua-mantendr-congeladas-las-tarifas-del-agua-en-2017/>
- ¹³ <https://enaguere.com/2017/01/18/teidagua-mantendr-congeladas-las-tarifas-del-agua-en-2017/>
- ¹⁴ "Y con el cierre de este capítulo se abre otro. "Venimos a solicitar de ese Consejo Insular de Aguas de Tenerife el impulso y desarrollo de cuantas actuaciones le competan para, atendiendo a las previsiones del vigente Plan Hidrológico Insular de Tenerife, agilizar de forma urgente la disponibilidad de las infraestructuras hidráulicas recogidas en el anexo seis de dicho planeamiento, en especial y de forma concreta, la denominada estación desaladora de agua de mar (EDAM) del Nordeste", afirma la número dos del ayuntamiento en la carta en cuestión. La actuación a la que se refiere en este otro párrafo, con un coste de 12 millones de euros y para la que se buscarán .buscarán aportaciones de distintas instituciones, es la nueva línea de trabajo que se han trazado en el área para resolver el problema del agua de una forma "definitiva"
<http://web.eldia.es/laguna/2016-11-29/1-pozo-Gaviás-carece-caudal-suficiente-explotarlo.htm>
- ¹⁵ <http://www.camaradeaguas.com/pozo-las-gaviás-carece-del-caudal-suficiente-explotarlo/>
- ¹⁶ <http://aquamac.itccanarias.org/aquamac2003/documentos/Energia%20y%20Agua.pdf>
- ¹⁷ <http://aquamac.itccanarias.org/aquamac2003/documentos/Energia%20y%20Agua.pdf>
- ¹⁸ file:///C:/Users/anaga/Documents/desalaci%C3%B3n+renovables.pdf – reproducido y ampliado con otros conceptos, por ejemplo, en <http://comunidad.eduambiental.org/file.php/1/curso/contenidos/docpdf/capitulo28.pdf>
- ¹⁹ http://www.fundacionalternativas.org/public/storage/laboratorio_documentos_archivos/xmlimport-iEUAfg.pdf
- ²⁰ "Generación eficiente de Energía Eléctrica en la isla de Gran Canaria en el horizonte del año 2020", (sin fecha) <http://www.gobcan.es/ceic/energia/doc/eficienciaenergetica/pure/generaeficiente.pdf>
- ²¹ http://www.eldiario.es/canariasahora/energia/Previsiones-restriccion-desalacion-renovables-afectados_0_473853183.html
- ²² <http://eldia.es/canarias/2016-01-15/11-Gobierno-Canarias-empresarios-apuestan-garantizar-viabilidad-desaladoras-agua-autoconsumo.htm>
- ²³ http://www.gobiernodecanarias.org/energia/doc/planificacion/pecan/DOCUMENTO_REVISION_PECAN2006.pdf
"Energía Termosolar Canarias presenta un importante potencial de energía solar. La posible aplicación de esta tecnología en Canarias pasa por las instalaciones pequeñas, con una potencia límite de 10 MWe y una ocupación del suelo de 1 ha/MWe, particularmente para la desalación de agua de mar, una actividad intensiva en energía y de extendido uso en Canarias, aprovechando el calor residual de las plantas solares.
En base a ello, el Gobierno favorecerá la realización de un estudio inventario del potencial de los recursos solares para evitar problemas de calidad y de desarrollo en la energía solar termoeléctrica en Canarias. Al mismo tiempo analizará los cambios normativos necesarios

que permitan a esta tecnología una evolución lógica en función de los recursos, el estado de la tecnología y el interés social por el desarrollo de la energía solar.' Revisión PCAN 2006-2015, p. 206

²⁴ DOSE, p. 424

²⁵ Inmediatamente a continuación de la frase antedicha se añade: "Antes de aplicar el análisis DAFO es necesario especificar de antemano los objetivos que en materia energética se desean alcanzar en Canarias, ya que el análisis se basa en la identificación de los factores internos y externos que son favorables y desfavorables para el logro de esos objetivos. El objetivo no siendo otro que el de avanzar hacia un sistema energético competitivo y sostenible, que, garantizando la fiabilidad, calidad y costes competitivos del suministro, potencie el máximo aprovechamiento de los recursos energéticos renovables autóctonos, y promueva el ahorro a través de un uso más racional de la energía. Un modelo que promueva la competencia, y que permita avanzar hacia una mayor autosuficiencia energética, la diversificación del mix energético, y que reduzca los impactos negativos de la energía sobre el territorio y el medioambiente." (p. 433)

²⁶ DOSE, p. 440

²⁷ Los propietarios lo son de ese y de otros dos más, en el municipio de Garachico. Para el riego de sus fincas emplean aguas de nacientes, galerías y pozos. Estos últimos, principalmente como apoyo en el estío. Los dos del N están equipados con bombas (verticales) con motor en cabeza. El único electrificado, precisamente para abastecer a la planta de OI fue el del Sur.

²⁸ Fundación Centro Canario del Agua (FCCA)

²⁹ En <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf> se recogen datos en parte coincidentes, parte no

³⁰ <http://eldia.es/norte/2002-10-29/2-Cabildo-subvenciona-construccion-desalinizadora-Buenavista.htm>

³¹ <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2003/012/boc-2003-012-014.pdf>

³² "Planta desalinizadora de agua de mar de 2 x 2500 m³/día entre La Grieta y Risco Pajero y entre cementerio municipal y el mar, término municipal de Buenavista del Norte. Peticionario: Comunidad de Regantes La Monja." <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2002/087/boc-2002-087-040.pdf>

<http://www.gobcan.es/boc/2002/158/boc-2002-158-022.pdf>

³³ <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf>

³⁴ <http://www.gobcan.es/boc/2004/077/boc-2004-077-015.pdf>

<http://www.bopsantacruzdetenerife.org/descargar/2011/06/106/Bop106-11.pdf>

³⁵ <http://www.laopinion.es/cabildo-tenerife/2013/05/06/cabildo-colaborara-garantizar-suministro-agua-comunidad-regantes-monja/473982.html>

http://buenavista.diariodeavisos.com/tag/comunidad-de-regantes-la-monja/--https://issuu.com/psoeorotava/docs/58_mayo_2013

³⁶ <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf>

³⁷ <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/1997/009/boc-1997-009-027.pdf>

³⁸ <http://www.gobcan.es/boc/1997/041/boc-1997-041-011.pdf>

inscripción: <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/1996/107/boc-1996-107-022.pdf>

³⁹ http://www.aguastenerife.org/9_OCAS/Fichas/2016/0306415.pdf

⁴⁰ <http://fccca.es/documentos/el-agua-en-canarias/>

⁴¹ Esta es tabla resumen de las instalaciones en 2013

m ³ /día	Lanzarote	Fuerteventura	Gran Canaria	Tenerife	La Gomera	El Hierro	Total
Pública	93.800	65.625	169.900	66.214	0	4100	339.639
privada	24.704	35.665	164.235	35.870	2.000	1.350	263.824
Estimación FCCA (no inventariada oficialmente)	29.429	47.500	164.235	88.299	2.000	1.350	332.813
Total (oficial)	118.504	101.290	334.135	102.084	2.000	5.450	663.463
Total, según estimación de la FCCA	123.229	113.125	334.135	154.513	2.000	5.450	732.452

⁴² <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2003/161/boc-2003-161-011.pdf>

⁴³ <http://www.gobcan.es/boc/2002/073/boc-2002-073-021.pdf>

⁴⁴ <http://eldia.es/sur/2002-06-19/1-centenar-agricultores-constituyen-comunidad-regantes-Galletas.htm> -- <http://eldia.es/sur/2002-08-12/6-regantes-avanzan-consolidacion-desaladora-Galletas.htm> -- <http://eldia.es/sur/2003-01-07/9-constitucion-comunidad-regantes-Galletas-expensas-cambiar-estatutos.htm>

⁴⁵ <http://eldia.es/2003-09-02/sur/4-construccion-depuradora-Estrella-comienza-mes.htm>

⁴⁶ <https://www.serina.es/escaparate/gmms/corenet/CORENETeficienciaenergetica?idempresa=13766> -- <http://verdadesdetenerife.blogspot.com.es/2007/01/por-fin-pueden-las-personas-del-sur.html>

⁴⁷ <http://eldigitalur.homestead.com/reganteslasgalletas.html>

⁴⁸ <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2003/137/boc-2003-137-039.pdf>

⁴⁹ <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2003/137/boc-2003-137-038.pdf>

- ⁵⁰ En <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf> se recogen datos en parte coincidentes, parte no
- ⁵¹ <http://www.diariodeavisos.com/2014/02/regantes-preven-reactivar-desaladora-galletas-estos-dias/>
- ⁵² <https://www.youtube.com/watch?v=JtpvPU9vsuY>
- ⁵³ Número de julio-septiembre: <http://www.camaradeaguas.com/wp-content/uploads/2014/11/desalacion-tecnologia-en-expansion.pdf>
- ⁵⁴ Véase n.p.p. anterior
- ⁵⁵ <http://asaga-asaja.com/wp-content/uploads/2013/11/revista80.pdf>
- ⁵⁶ "El consejero de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas del Gobierno regional, ... compareció esta mañana ante el pleno del Parlamento para informar sobre la desalación en Canarias. El miembro del Ejecutivo señaló que el esfuerzo de las distintas administraciones públicas y de la iniciativa privada, ha permitido que el número de plantas desaladoras actualmente existentes en el Archipiélago se cifre en 319, con una capacidad de producción total de agua potable, superior a los 660.000 m³/día en conjunto. Durante su intervención aseguró que la mayoría de los canarios puede vivir en Las Islas gracias a los sistemas de desalación del agua que consumimos y ..." <http://www.gobiernodecanarias.org/noticias/agpa/Aguas/24759/canarias-319-desaladoras-capacidad-produccion-agua-potable-superior-660.000-m-dia>
- ⁵⁷ <http://www.20minutos.es/noticia/2567987/0/cabildo-tenerife-destina-37-millones-proyectos-economia-sostenible/>
- ⁵⁸ http://www.teinteresa.es/canarias/tenerife/Asaga-Cabildo-Tenerife-capacidad-desaladoras_0_1511250077.html
- ⁵⁹ Véanse, por ejemplo, <http://www.itccanarias.org/web/tecnologias/agua/dessol.jsp?lang=es>
<http://mdc.ulpgc.es/cdm/ref/collection/aea/id/2211>
<http://anuariosatlanticos.casadelcolon.com/index.php/aea/article/view/1001>
<http://www.canarias7.es/blogs/ventanaverde/2015/11/desalacion-de-aguas-en-canaria.html>
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=274419447003>
<http://www.energias-renovables.com/fotovoltaica/canarias-hace-historia-con-su-tecnologia-de-20161018>
<http://comunidad.eduambiental.org/file.php/1/curso/contenidos/docpdf/capitulo28.pdf>
- ⁶⁰ http://www.eldiario.es/canariasahora/energia/Previsiones-restriccion-desalacion-renovables-afectados_0_473853183.html
<http://web.eldia.es/canarias/2016-01-15/11-Gobierno-Canarias-empresarios-apuestan-garantizar-viabilidad-desaladoras-agua-autoconsumo.htm>
- ⁶¹ http://www.gobiernodecanarias.org/agricultura/docs/desarrollo-rural/regadio/PRC_Version_preliminar.pdf
- ⁶² *Ibidem*, p. 42.
- ⁶³ El Plan (p. 84) "matiza" algo la situación en Tenerife:
"En los casos en los que el agua subterránea presenta una calidad inadecuada para su uso agrícola, ya sea por estar afectada por la actividad volcánica residual o por la intrusión marina, parte de la misma se desalada tanto en instalaciones privadas como públicas situadas en puntos de confluencias de diversos canales de transporte de aguas de galerías. La producción de agua desalinizada de origen subterráneo para riego fue de 5,52 hm³ en 2005 y se concentra en el suroeste de la isla. No obstante, el resultado obtenido y los altos costes de desalación, tanto en términos absolutos como en comparación con la producción de agua de mar desalada, hacen que el volumen de agua subterránea tratada se encuentre estabilizado. En todo caso, por las razones ambientales ya comentadas, a pesar de que el regadío de Tenerife tiene un problema con la calidad de las aguas, en este Plan no se contemplan actuaciones de desalinización de las aguas subterráneas para riego."
 Creo no equivocarme si añado que la razón de las últimas líneas es muy sencilla: ya lo lleva a cabo BAÑTEN, como veremos inmediatamente.
- ⁶⁴ Por referirse a un periodo temporal más antiguo (2007-2001), no analizo el informe de fiscalización publicado en febrero de 2016 por el Tribunal de Cuentas con el número y título "nº 1.130, informe de fiscalización por las entidades gestoras del servicio de producción y distribución de agua potable en las siete Islas Canarias, periodo 2007-2011; Isla de Tenerife"
- ⁶⁵ 13. En la Isla de Tenerife el 91,6% del agua total de abastecimiento de los 19 municipios menores de 20.000 habitantes es comprada, oscilando los precios unitarios del m³ entre 0,23 euros y 0,94 euros. En los municipios de la isla mayores de 20.000 habitantes, el 87,9% del agua de abastecimiento es adquirida a terceros.
 Los precios unitarios del m³ oscilan entre 0,29 euros y 1,05 euros' (Epígrafe 5.4.).
- ⁶⁶ El concepto de agua comparada que empela el informe de la Audiencia no es unívoco:
"Se analiza a continuación dentro de este epígrafe el agua propia, siendo ésta el agua obtenida por la entidad que no es adquirida a un tercero; el agua comprada, es decir, el agua adquirida a un tercero; y el agua facturada, como la suma de las lecturas de los contadores instalados y en servicio, de las entidades locales." (Epígrafe. 5.2.4). En algunos casos se puntualiza que es comprada a terceros, terceros que pueden ser particulares o entidades públicas. Algo similar ocurre con el agua "propia", que puede ser entendida bien como la patrimonial de los municipios bien como la producción industrial de agua, general y mayoritariamente en manos de los Consejos Insulares de Aguas.
 Varios ejemplos para clarificarlo:
- La Isla de Lanzarote "no acude al mercado del agua": toda el agua consumida proviene de EDAMs
 - Algo parecido acaece en Fuerteventura y La Gomera, con mínimas excepciones: "... un 0,3 % y un 1,2%, respectivamente, del agua que procesan, es comprada (a dos proveedores en Fuerteventura y a un solo proveedor en La Gomera)."
 - Como El Hierro no cuenta con agua propia, la totalidad del agua de abastecimiento de la Isla es comprada al Cabildo Insular, único proveedor.
 - Otra singularidad: "El Ayuntamiento de Vilaflor adquiere el 90,8% del agua comprada a Balsas de Tenerife, entidad pública empresarial del Cabildo Insular de Tenerife a 0,67 euros el m³ de agua suministrada." (p. 65)
"El volumen total de agua, tanto propia como comprada, para el abastecimiento de la población de estos municipios (de < 20.000 hab) en el ejercicio 2012 asciende a 19.004.785 m³, del cual un 91,6% del mismo es adquirido a diferentes proveedores. El 8,4 % de agua propia existente se concentra en diez de los 19 municipios." (p. 64)

⁶⁷ "El volumen total de agua, tanto propia como comprada, para el abastecimiento de la población de estos municipios (de < 20.000 hab) en el ejercicio 2012 asciende a 19.004.785 m³, del cual un 91,6% del mismo es adquirido a diferentes proveedores. El 8,4 % de agua propia existente se concentra en diez de los 19 municipios." (p. 64)

⁶⁸ Otra especificidad de Tenerife:

"El CIA de Tenerife posee en la isla tres instalaciones industriales destinadas a la desalación de aguas salobres, dos de ellas en el norte de la isla, concretamente en La Guancha y en Icod de Los Vinos, y una en la zona de Aripe en el municipio de Guía de Isora desde la cual se suministró en el ejercicio 2012 agua sólo para uso agrícola." (p. 36)

⁶⁹ "1.5. Marco jurídico.

No existe una normativa reguladora específica sobre el uso agrícola del agua por las entidades locales, no obstante, existen normativas que son de aplicación a la materia que nos ocupa y que se contienen fundamentalmente en las siguientes disposiciones:

- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas." (Fiscalización del Uso Agrícola del Agua por las Entidades Locales, ejercicio 2013, p. 6)

⁷⁰ "La empresa BALTEN posee además una estación depuradora de aguas salobres en el municipio de Buenavista pero no se desalinizó agua para uso agrícola en el ejercicio 2013.

--- Del volumen total de agua comprada y propia destinada a uso agrícola en la isla en el ejercicio 2013, un 93,4 % de la misma fue gestionada por el Cabildo Insular de Tenerife a través de BALTEN. Asimismo, BALTEN facturó un 93 % del agua total facturada en la isla para uso agrícola." (Ibidem, p. 44)

"El volumen total del agua regenerada adquirida por BALTEN ... es de 9,3 hm³, de los cuales factura al sector agrícola un total de 8,2 hm³ por un importe de ... Los destinatarios de este servicio fueron usuarios privados." (p. 47)

⁷¹ Los párrafos completos son interesantes:

"Se estudia a continuación la producción industrial del agua en plantas industriales gestionadas directamente por los CIA, que aunque no sea una competencia específica de los mismos, es asumida por éstos a través de convenios con distintos ayuntamientos. Dejando de un lado el papel de órgano concedente de autorizaciones y de control de los CIA, la producción industrial del agua producida en el ejercicio 2012 por parte de los mismos en Canarias, con instalaciones propias de producción, es la siguiente, distinguiendo tres procesos diferentes de producción:

- Desaladoras, es decir, aquellas instalaciones industriales destinadas a la desalación del agua de mares y océanos.
- Desalinizadoras, instalaciones industriales destinadas a la desalación de agua salobre, es decir, aquella que tiene más sales disueltas que el agua dulce pero menos que el agua de mares y océanos.
- Desaladoras móviles."

⁷² <http://web.eldia.es/tenerife/2015-10-06/6-Puede-dice-Emmasa-dio-agua-gratis-Balten-vendio-sur.htm>

⁷³ Es muy extenso y desbarra bastante, pero lo incluyo solo a título de anécdota, no de categoría: <https://blancahari.com/tag/agricultura-sur-de-tenerife/>

Otra noticia sobre BALTEN, esta más reciente ((26/2/2017): <http://eldia.es/sur/2017-02-26/2-Balten-realiza-vertidos-agua-depurada-Porqueros.htm>

⁷⁴ <http://www.tenerife.es/portalcabtfe/es/temas/aguas/balsas-de-tenerife-balten>

⁷⁵ http://www.aguastenerife.org/4_tfeyelagua/4_10_datoseconomicos/4_10_4.html

⁷⁶ <http://www.balten.es/>

⁷⁷ <http://www.balten.es/publico/mapa.aspx>

⁷⁸ Situación recogida en la prensa en varias ocasiones y conocida en primera persona por el autor de este trabajo en varios ejercicios. Igualmente en <http://www.laopinion.es/tenerife/2014/09/16/cabildo-aplica-plan-aju> y en <http://www.laopinion.es/tenerife/2014/02/08/cabildo-ultima-plan-ajuste-salvar/524784.html>. Pero para ser honrados, hay que reflejar, asimismo, la opinión del Consejo Consultivo en su "Informe de fiscalización del uso agrícola del agua por las entidades, ejercicio 2013", fechado el 25 de marzo de 2015. "Para la empresa pública local BALTEN, agrupando el servicio de suministro de aguas superficiales y/o subterráneas y regeneradas para uso agrícola, la gestión del citado servicio **refleja una capacidad de financiación**." (p. 53)

⁷⁹ <http://www.balten.es/publico/preciospublicos.aspx>

⁸⁰ <http://www.camaradeaguas.com/la-camara/>

⁸¹ No puedo sustraerme a dejar constancia de que en fecha reciente (30/3/2017), el Presidente de la Cámara, en una charla impartida en el municipio de Los Realejos con el título "Charla sobre el futuro del agua en Tenerife", las palabras que más repitió fueron desánimo y amenaza/s (desde la Admón).

⁸² https://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/agenda/10_intrusio_marina.pdf

⁸³ Demarcación Hidrográfica de Tenerife (mayo 2015): "Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica 2015-2021"; "Memoria", p. 35

⁸⁴ En términos similares se describe la situación en el "Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "3. Estado y disponibilidad de los recursos subterráneos", p. 3/10:

"En la franja costera el exceso de extracción se pone de manifiesto, mayoritariamente, a través de la pérdida de calidad de las aguas alumbradas como consecuencia de procesos de intrusión de agua de mar. Esta circunstancia ha provocado problemas locales, más o menos significativos, en la Masa Costera de la Vertiente Sur."

⁸⁵ "Documentos iniciales. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021 Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta", p. 112

⁸⁶ "Esquema provisional ...", "Memoria", p. 45

⁸⁷ "Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "3. Estado y disponibilidad de los recursos subterráneos", p. 3/10

⁸⁸ Ibidem, p. 1

⁸⁹ "Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "3. Estado y disponibilidad de los recursos subterráneos", p. 5/10

⁹⁰ http://www.aguastenerife.org/5_eduayforma/pdf/Articulo%20AQUAMAC%20final.pdf

⁹¹ "Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "3. Estado y disponibilidad de los recursos subterráneos", p. 7/10

⁹² "Esquema provisional ...", "Memoria", p. 34. Negrita mía

⁹³ "Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "6. Satisfacción de las demandas de agua", p. 2/12

⁹⁴ Otra muestra de falta de rigurosidad planificadora (negrilla):

"Para el aprovechamiento de los caudales subterráneos se ha recurrido a las galerías y a la perforación de pozos y sondeos. En cuanto a las galerías, hay 1.124 con una longitud media de 1.500 metros, mientras que pozos hay 397 con una profundidad media de 259 metros."; "Documentos iniciales. Ciclo de planificación hidrológica 2015–2021 Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta", p. 87/179

⁹⁵ (M.I., p. 230, negrilla mía)

⁹⁶ Ps. 122–150

⁹⁷ (salvo las **EDAMs autorizadas a particulares**, "26, se emplean para autoconsumo" y su "nivel de recuperación de costes se sitúa en el entorno del 100%" – p. 138)

⁹⁸ Esquema provisional ...", "Anexo fichas de Temas Importantes", ficha "3. Estado y disponibilidad de los recursos subterráneos", p. 2/10

10.4 Aportación específica 2. Aguas subterráneas e intrusión marina en el Campo de Dalías: Cuatro décadas de estudios del IGME

Autor: Patricia Domínguez Prats, efe de la Unidad Territorial del Instituto Geológico y Minero de España en Almería

CONTEXTO GENERAL DE LA ZONA DE ESTUDIO

El **Campo de Dalías** (en sentido hidrogeológico) es una muy importante y productiva área agrícola de cultivos forzados bajo plástico, para el mercado nacional y la exportación. Tiene una superficie de 650 km², de los que 330 km² están en el Campo de Dalías propiamente dicho.

En el año hidrológico 2007/08 se utilizaron 141 hm³/año de agua de los acuíferos locales, principalmente de los llamados Acuíferos inferiores, 126 hm³ para dicho año (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2010), de los que se destina 39 hm³/año al abastecimiento urbano de las poblaciones del Campo y de Almería capital para un total de unos 400,000 habitantes. Así, se presentan problemas tanto de calidad como de cantidad (IGME, 1980, 1982; ITGE, 1989; ITGE-DGOHCA, 1995; IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014).

Dadas las características y funciones del IGME, por decisión estatal se le encomendó al final de la década de 1960 la investigación del agua subterránea de la provincia de Almería, que estaba ya sustentando los primeros Planes de Transformación en Regadío (entre ellos el de la Llanura del Campo de Dalías). Hacía referencia a la extensión e intensidad que dicha transformación fue alcanzando por la iniciativa pública, pronto muy ampliada por la privada, en la que preocupaba la evidencia del riesgo de salinización del agua subterránea, el único recurso entonces, que podría hacer fracasar dicha planificación.

Los resultados de esta investigación histórica del IGME muestran que la Sierra de Gádor (Figuras 1 y 2), con más de 2000 m snm, es el principal sistema de acuíferos fisurados almerienses (ITGE-JA, 1998; IGME, 2003). Se asemeja a una potente bóveda de carbonatos triásicos sobre un impermeable regional, drenada superficial y subterráneamente al Medio Adra, Alto-Medio Andarax y, en su mayoría, por su flanco meridional más extenso (hundido finalmente bajo cientos de metros de impermeables neógenos, permotriásicos o más antiguos), directamente al mar por Aguadulce y a los acuíferos de la cobertera neógeno-cuaternaria del Campo de Dalías, que, en régimen natural, en general porosos, que a su vez descargaban al mar (aunque en la actualidad sólo lo hacen cuando sus niveles piezométricos lo permiten).

A grandes rasgos, esta llanura del Campo de Dalías es una depresión costera rellena de materiales detríticos de hasta más de 1000 m de espesor (Figura 2) en su conjunto impermeables, con tramos de calcarinitas, arenas, conglomerados y yesos permeables que constituyen acuíferos de cobertera. Este relleno recubre formaciones que contienen los importantes acuíferos en dolomías fracturadas del llamado Manto de Gádor (acuíferos inferiores), que son la prolongación del flanco meridional de la Sierra –su principal zona de recarga– en su hundimiento hacia el Sur, formando la principal zona de acumulación de este conjunto de carbonatos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías.



Figura 1: Imagen LANDSAT en falso color con la Sierra de Gádor y sus cuencas marginales; en la parte sur, la llanura del Campo de Dalías: los cultivos bajo plástico aparecen en azul.

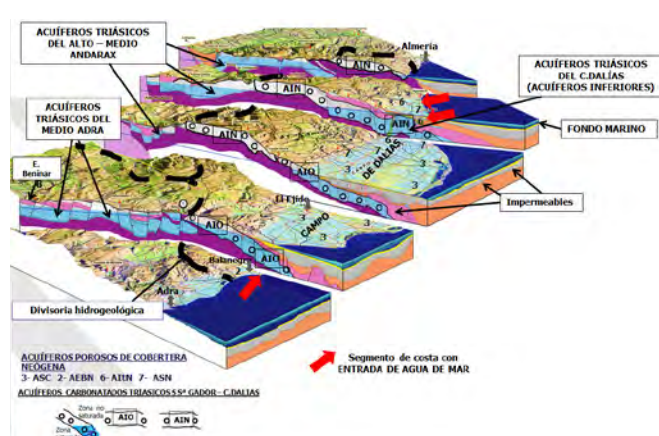


Figura 2: Esquema de la estructura del macizo de Sierra de Gádor y sus cuencas marginales, donde se señalan los acuíferos inferiores del subsistema meridional (AIO y AIN) y los segmentos de entrada de agua de mar hacia dichos acuíferos (Domínguez et al., 2016a).

METODOLOGÍA DE LAS INVESTIGACIONES REALIZADAS

Existe una compleja paleo-topografía del basamento cuyas cotas más altas (alineadas en dirección NE-SO, entre Aguadulce y Guardias Viejas) quedan a 100 m bajo el terreno (excepto en sus extremos en los que aflora) y que separan una fosa interior de la gran depresión costera meridional, donde el sustrato carbonatado del Manto de Gádor se pierde, fragmentado y desconectado bajo un relleno de más de 1500 m de acumulación de materiales antiguos, miocenos, pliocenos y cuaternarios, que son impermeables.

Considerando la complejidad geológica de la zona (con unidades tectónicas o "mantos de corrimiento" superpuestos de materiales paleozoico-triásicos cabalgantes del basamento regional antiguo, así como con la diversidad de facies litológicas de los materiales de las coberteras recientes) **el IGME planteó una investigación hidrogeológica aplicada** de este medio **como respuesta a dicho encargo**, que pudiera ser eficaz y fiable para los gestores y usuarios. Se propuso identificar la existencia de entidades litológicas permeables e impermeables (tanto en el basamento antiguo como en las coberteras) y las características hidrodinámicas generales de las mismas y las hidroquímicas del agua contenida en los materiales permeables, así como los condicionantes de la estructura geológica que podrían intervenir en las relaciones entre los distintos materiales impermeables y permeables. Todo ello como base para comprender las relaciones hidráulicas entre los mismos y el mar.

Con estos objetivos proyectó el estudio necesario para conocer las columnas litoestratigráficas de los puntos de agua existentes y de los que fueran ejecutándose, la información posible de las características hidráulicas e hidroquímicas de los distintos tramos atravesados por las captaciones, el acondicionamiento de las obras y sus cambios, etc., además del seguimiento de las características del uso dado a cada punto de agua en cuanto al caudal y tiempo de bombeo, de las variaciones en la cantidad y calidad química del agua bombeada y su evolución, así como de los niveles piezométricos obtenidos tras los convenientes tiempos previos de reposo. Un trabajo minucioso y permanente, pero fundamental.

Realizó un proceso de recogida directa de datos geológicos de superficie en la Sierra de Gádor y en la llanura del Campo de Dalías, con base en la información existente de especialistas en este medio geológico y paralelamente analizó e interpretó los datos en profundidad en más de 1500 perforaciones ejecutadas históricamente (unas 200 de promoción pública, de prospección / investigación). De ellas, más de 260 tienen profundidades medias del orden de 500 m (que en su mayoría alcanzaron el basamento), que proporcionaron información -como sondeos mecánicos paramétricos- para interpretar las diversas campañas geoelectricas que llevó a cabo. Apoyó e incorporó a su investigación hidrogeológica la interpretación de dos campañas de sismica en mar (1972-76) y en tierra (1980) del INI-Empresa Nacional Adaro de Investiga-

ciones Mineras-Servicio Geológico de EEUU y de dos sondeos mecánicos realizados por ENPASA para la prospección petrolífera.

Con todos los datos que fue acumulando esta investigación (geológicos, de niveles y calidades del agua en los sondeos mecánicos estudiados) obtuvo una interpretación bien contrastada (con el apoyo de sucesivas series de perfiles verticales) de la geometría de los distintos tramos estratigráficos presentes en diferentes trazas del terreno, cada vez más precisos por el

aumento de sondeos mecánicos de apoyo (Figura 3), acumulándose así, desde mediada la década de 1960, decenas de cortes hidrogeológicos con correlaciones entrecruzadas y fuertemente apoyados en sondeos mecánicos bien conocidos y con una penetración vertical suficiente para cubrir razonablemente las necesidades del conocimiento hidrogeológico del apilamiento espacial del conjunto de acuíferos. La Figura 3 incluye las trazas de los cortes de la serie más moderna y representativa.



Figura 3: Situación de cortes hidrogeológicos de distintas fases del Estudio del IGME; en amarillo las trazas de las series más actualizadas y representativas, en azul otras de las secciones del mismo (IGME, 2003).

Con el referido trazado de cortes y el apoyo de las informaciones generadas con las campañas geofísicas (especialmente de las de sísmica de reflexión), se elaboró un plano de isohipsas del techo del sustrato alpujárride (Figura 4) que muestra la topografía de la base de la cobertera neógena o techo del basamento, sin discriminar si se trata de materiales permeables

(carbonatos) o impermeables (metapelitas, etc.), ya que esta técnica geofísica no los diferencia (Domínguez et al., 2005), para lo que es imprescindible el apoyo de los sondeos mecánicos utilizados como parámetros, con lo que se descartó definitivamente la existencia de otros acuíferos en carbonatos triásicos distintos de los ya explotados.

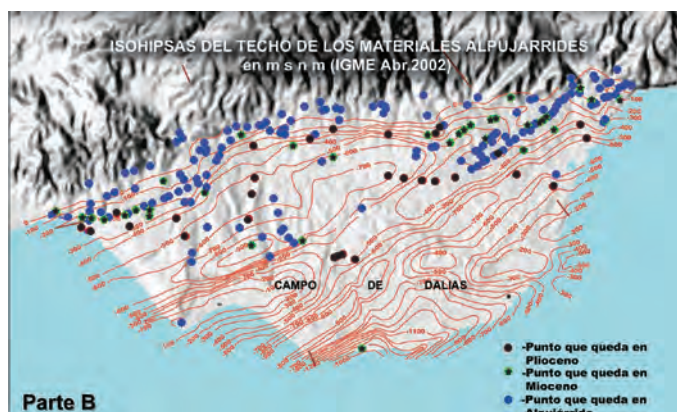


Figura 4: Esquema de curvas de nivel de igual penetración de los materiales más antiguos equivalentes a los de Sierra de Gádor (isohipsas del techo del sustrato alpujárride), con indicación de los terrenos alcanzados por los puntos de la red de investigación de la geometría, utilizables como “paramétricos” (IGME, 2003).

Para el desarrollo de esta investigación, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) tiene una Unidad permanente en Almería, que se ha dedicado preferentemente al estudio y observación del área desde la década de 1970 y que ha producido un abundante conocimiento, en su mayoría como informes no publicados pero accesibles informáticamente, y largas series de observación hasta el inicio de la década del 2000, en que debía tomar esta responsabilidad la Demarcación de las Cuencas Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas.

En 2006, por encargo de la Agencia Andaluza del Agua (responsable de la gestión de estos acuíferos), con la colaboración de ACUAMED (Ministerio de Medio Ambiente) y de sus usuarios, el IGME diseñó (con los últimos datos disponibles de los primeros años) un Programa de actividades científico-técnicas de apoyo a la protección-regeneración posible de estos acuíferos (Plan de sostenibilidad), una vez decidida la realización de una desaladora en la zona, para la obtención de 30 hm³/año, con los que sustituir parte de los bombeos de los mismos por sus problemas de salinización (Domínguez et al., 2007).

Este Programa fue promovido a instancias de la UE, como apoyo al Organismo de cuenca para el Plan de Ordenación. Del mismo sólo se llevó a cabo su Fase I (la anterior a la disponibilidad del agua desalada en Balerna), dirigida en sus contenidos hidrogeológicos por el IGME entre 2008 y 2011/2012. Constituyó una etapa de investigación singular por la colaboración institucional y el concurso de medios de las tres Administraciones Públicas señaladas, con la colaboración de los citados usuarios. De los resultados de esta etapa destaca la actualización y contraste del funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos y de su infraestructura de uso: del bombeo, la piezometría y las variaciones en las características físico-químicas del agua en los principales acuíferos, con atención especial a la mejora del conocimiento sobre su principal problema: los procesos de intrusión marina en marcha durante décadas. Para alcanzar dichos objetivos se llevaron a cabo diversas campañas de piezometría, muestreo del agua en bombeo y en profundidad, registros verticales de salinidad y temperatura, obtención de datos de explotaciones, etc. (IGME- AAA -ACUAMED-JCUAPA, 2014). Desde 2012 a la actualidad, se ha reducido mucho el nivel de observación, con la captación sólo de algunos datos; se produce una interrupción en la práctica del seguimiento de la evolución del funcionamiento pese al estado crítico alcanzado por el proceso de salinización (Domínguez et al., 2016a).

El trabajo realizado por el IGME, entendido como aportación propia de las funciones de este Organismo para atender las necesidades de los gestores, se ha centrado en los aspectos geológicos e hidrogeológicos, con gran detalle, considerados en toda su investigación histórica, como los esenciales para fundamentar la gestión de estos acuíferos, al aportar el conocimiento imprescindible sobre la geometría y el funcionamiento de cada uno de ellos y de sus áreas y, por tanto, el de mayor utilidad para el diseño de las medidas oportunas en los mismos y la predicción de las consecuencias de su aplicación.

Dada la complejidad geológica de la zona (con varios acuíferos superpuestos en la vertical en amplios sectores y con abundantes captaciones realizadas por la iniciativa privada), los trabajos hidrogeoquímicos realizados por el IGME se han dedicado principalmente al análisis de la representatividad de los puntos de agua utilizables y de sus medidas (esencial para conocer la validez de los resultados de todo tipo de estudios) así como a la investigación de los procesos de salinización de los distintos acuíferos a lo largo del tiempo. Estos resultados han sido básicos para la elaboración del modelo conceptual de acuíferos de este Instituto, así como para el conocimiento de la evolución de su funcionamiento, especialmente para la investigación de la salinización por acuíferos y áreas a lo largo del tiempo, que es el problema principal de los mismos.

La atención prestada a estos estudios de representatividad de puntos y de análisis de la evolución del funcionamiento por acuíferos y áreas ha supuesto un importante esfuerzo, dado el gran número de puntos y datos estudiados, llevándose a cabo sucesivas campañas de registros verticales geofísicos en sondeos, con muestreos a diversas profundidades (en algunos casos hasta 1000 m), numerosas campañas de muestreos en bombeo, etc., con realización de diversos tipos de analíticas (análisis bacteriológicos, iones mayoritarios, metales / metaloides, plaguicidas, isótopos estables del agua, etc.), como las que se recogen en IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA (2014) para el período 2008-2011. Sin embargo, raramente han sido publicadas estas investigaciones hidrogeoquímicas de forma específica. Ejemplos de estas publicaciones son Domínguez y Custodio 1992; 1994; 2001a; Domínguez et al. (2012). Debido a la complejidad de la zona (con aportes de aguas de distintos orígenes que han ido cambiando en el espacio y en el tiempo) el IGME no ha realizado un estudio isotópico ambiental general, sino enfoques de apoyo a problemas específicos locales (Domínguez y Custodio, 1994).

DIFICULTAD DE COMPRENSIÓN DE LOS RESULTADOS ALCANZADOS Y LABOR DIDÁCTICA LLEVADA A CABO

Como había previsto el IGME al recibir el encargo de esta investigación, anteriormente a la Ley de Aguas de 1985, la complejidad extraordinaria de este medio hidrogeológico ha planteado muchas dificultades por su estructura, morfología y carácter costero. Por esta dificultad, el desarrollo del conocimiento ha sido lento. La Figura 5 de IGME (2003) muestra, mediante uno de los múltiples cortes hidrogeológicos realizados con apoyo de sondeos mecánicos y sísmica, el avance del IGME en el conocimiento de la geometría de los

carbonatos triásicos en los 20 años transcurridos entre 1982 y 2002: refleja, como se ha mostrado antes, la continuidad del potente tramo de carbonatos triásicos del Manto de Gádor (fragmentado en bloques, aunque generalmente con buena relación hidráulica) bajo los materiales impermeables de cobertera pliocuaternarios, miocenos y permotriásicos. Es una característica estructural ya asumida por muchas de las Comunidades de Regantes, que con sus propios sondeos han ido comprobando la coherencia de esta interpretación.

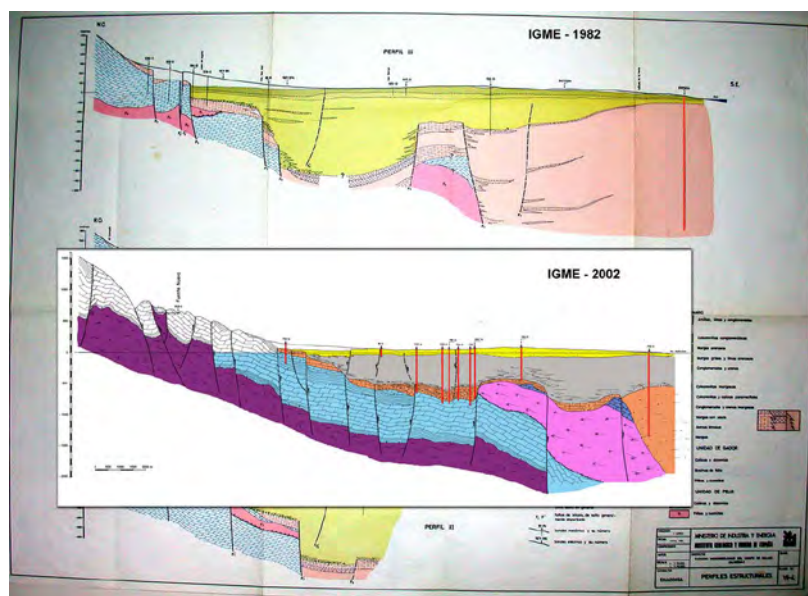


Figura 5: Ejemplo de dos interpretaciones de la estructura hidrogeológica en dos trazas próximas, N-S del Campo de Dalías: arriba (de 1982) la interpretación de la estructura contaba con menor apoyo de sondeos mecánicos; abajo (de 2002) ya con mayor apoyo de éstos; en los carbonatos triásicos del Manto de Gádor –el acuífero inferior– con trama de enladrillado, en esta fecha se ha distinguido la zona no saturada de la saturada (rellena de azul). Muestran el avance del conocimiento de la geometría en el tiempo (IGME, 2003).

Estas dificultades de comprensión de este medio hidrogeológico han sido mayores para los no especialistas y hasta incluso insuperables con frecuencia para expertos hidrogeólogos que no destinaron la gran dedicación constante que requiere esta zona para entenderla. Los hidrogeólogos que han realizado trabajos de investigación directamente en este sistema acuífero, puntuales o de temas específicos (únicamente el IGME ha abordado el estudio general de su geometría y funcionamiento) en general han accedido a la documentación generada por este Instituto, aunque no siempre se pusieron al día en el conocimiento ya alcanzado, por lo que en sus resultados reflejaron con frecuencia situaciones muy superadas por dicho Estudio.

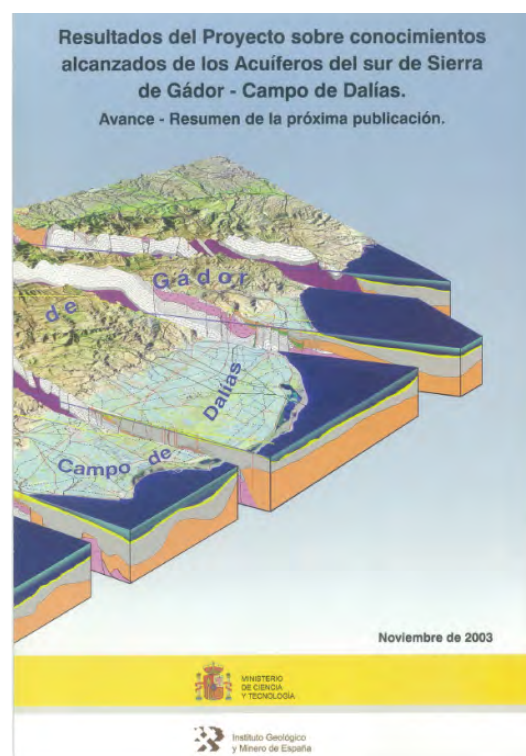
También, las empresas de entidad dedicadas a consultoría sobre esta materia que han llevado a cabo encargos de Administraciones Públicas estatales y autonómicas, en apoyo a sus planes relacionados con estos recursos hídricos (de transformación agrícola, ordenación del territorio, planificación hidrológica, etc.),

tras analizar los resultados disponibles de distinto origen sobre este medio hidrogeológico, en todos los casos adoptaron el modelo conceptual de geometría y funcionamiento de acuíferos elaborado y muy contrastado por el IGME (mediante los seguimientos realizados durante décadas de las características de interés hidrogeológico en las captaciones y su evolución), reproduciendo, con más o menos retoques, las informaciones de bombeos, piezometría, calidades químicas, etc. que sustentan este modelo conceptual.

El carácter aplicado de la investigación en la zona, en apoyo a la toma de decisiones de los gestores (aunque realmente con escaso eco por lo que se conoce) ha hecho que el IGME venga trabajando en la difusión de los conocimientos alcanzados sobre estos acuíferos a los usuarios y no especialistas desde la década de 1980, al objeto de facilitar su entendimiento, participando en más de 50 jornadas, exposiciones y mesas redondas locales de explicación de la situación de los mismos. Destacan, en este sentido la realización de dos folletos

en 1988 y en 2003 (ITGE, 1988; IGME, 2003), el último de ellos publicado en colaboración con la Junta central de usuarios de los acuíferos de la zona (Figura 6) que aportaron ideas y dieron su visto bueno sobre el entendimiento de sus contenidos, así como tres exposiciones, de 2002 a 2004, con explicación de los carteles realizados específicamente para ello.

Figura 6: Folleto de divulgación del conocimiento de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor- Campo de Dalías, difundido en la exposición: XIX Expoagro 2003, realizado con la participación de los principales usuarios de la zona.



Todo el esfuerzo de simplificación didáctica realizado por el IGME ha sido requerido por organizaciones de usuarios de estos acuíferos y ocasionalmente por profesionales ligados a la agricultura de esta zona y público en general, siendo muy poco frecuentes las demandas de explicaciones o dudas desde los niveles de

toma de decisiones de gestión o desde las consultorías encargadas de trabajos de apoyo a distintas Administraciones Públicas relacionadas con dichas decisiones. Entre los usuarios se han comprobado niveles muy notables de comprensión.

DIFERENCIACIÓN DE ACUÍFEROS

En el Sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías se han diferenciado 8 acuíferos que quedan reflejados en la Figura 7 y en el Cuadro 1, donde se muestran sus litologías, sustrato donde se apoyan, su carácter libre o confinado, materiales que lo confinan (en su caso) y

características principales en cuanto, permeabilidad, espesor, carácter de su recarga, calidad, tendencia del nivel del agua, entidad de sus reservas, importancia relativa, estado en que se encuentran, etc..

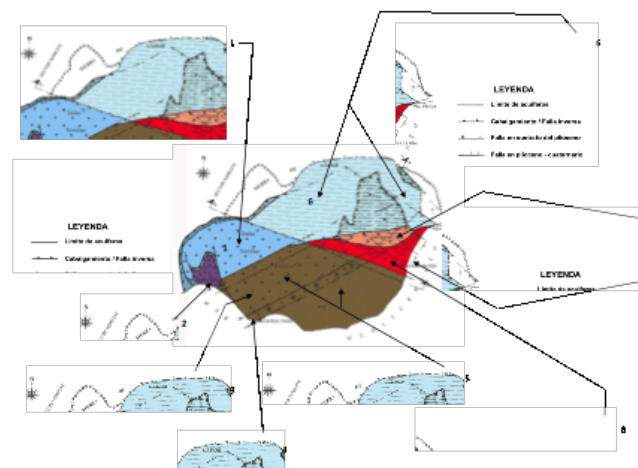


Figura 7: Esquema de distribución espacial de los acuíferos del Sur de Sª de Gádor - Campo de Dalías. Ver Cuadro 1 (ITGE, 1989).

Acuífero		Litologías destacables	Apojado sobre:	Carácter: libre y/o confinado	Confinado a techo por.	Características principales
1 AIO	Inferior occidental	Dolomías, calizas, calcoesquitos, intercalaciones margosas, etc. triásicas, y coberteras neógenas porosas	su permotrías	Zona libre	-	Muy permeable en conjunto, gran espesor, importantes reservas y recursos. Ya con intrusión avanzada
				zona confinada	filitas, margas pliocenas, margas y yesos miocenos	
2AEBN	de la Escama de Balsa Nueva	Calcarenitas y arenas Plioceno. Calizas Mioceno, etc. (en zona confinada sólo mioceno)	filitas de la Escama	Zona libre	-	Minúscula extensión, totalmente intruido de agua de mar, que trasfiere al AIO lateralmente
				zona confinada	margas pliocenas	
3 AltC	Intermedio Central	Calizas, conglomerados, areniscas, yesos y sales Mioceno. Distintas zonas, algunas con salmueras	margas miocenas	Confinado totalmente	margas pliocenas	Escasa entidad y continuidad. Se destaca por su carácter contaminante
4 AHGV	del Horst de Guardia a Viejas	Calizas, conglomerados, areniscas, etc. del Mioceno. Interés escaso, valor estructural, termal	Permotrías y más antiguo	Confinado, excepto en Guardias Viejas	margas pliocenas	Muy poco interés. Mala alimentación. Se utilizó en los Baños de Guardias Viejas
5 ASC	Superior Central	Calcarenitas, areniscas, arenas y limos del Plioceno. Notable extensión, espesor discreto, fragmentado	margas pliocenas	Libre	-	Entradas medias de origen natural y de retornos del uso. Calidad muy variable. Niveles del agua en crecimiento
6 AIN	Inferior Noreste	Dolomías, calizas, calcoesquitos, intercalaciones margosas, etc. triásicas, y coberteras neógenas porosas locales	su permotrías	Zona libre	-	El más importante por su gran extensión, espesor, recursos y reservas, aunque en estado de salinización avanzada
				zona confinada	Localmente Filitas de Felix y/o volcánicas miocenas; margas pliocenas	
7AltN	Intermedio Noreste	Calizas, conglomerados, areniscas, gravas, etc. con aparatos volcánicos del Mioceno. Compartimentado. Por el Este, asociado a carbonatos superiores triásicos del AIN	Filas de Felix y volcánico	Zona libre	-	Reducida entidad. Gran complejidad y fragmentación. Conexiones múltiples. Muy salinizado, transmite contaminación
				zona confinada		
8 ASN	Superior Noreste	Calcarenitas, conglomerados, areniscas, arenas, intercalaciones margosas. Plioceno. En zonas multicapa	margas pliocenas	Libre	Esencialmente, margas pliocenas	Según zonas, permeabilidad e interés variable, contiene masas con agua de mar contaminantes

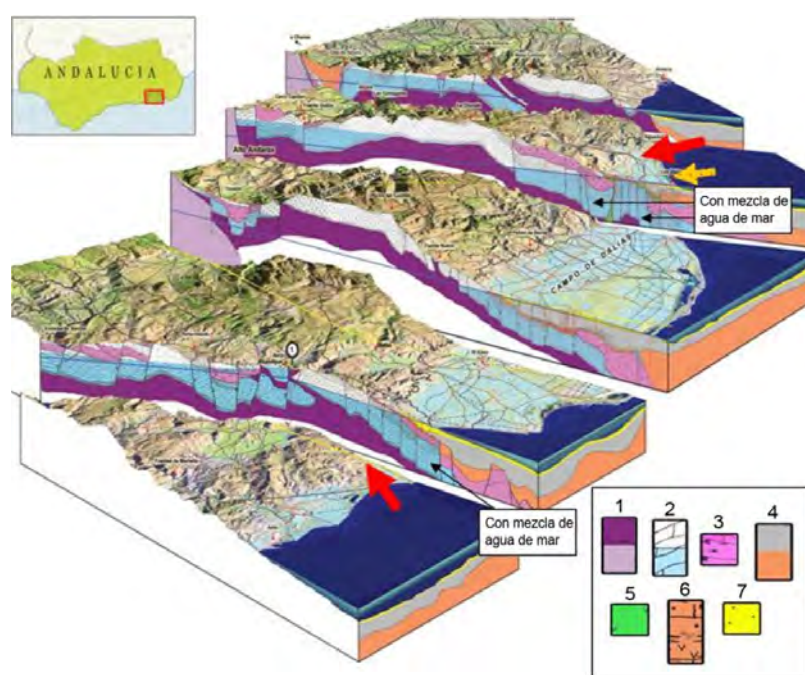
Cuadro 1: Características más destacables de los acuíferos del Sur de Sª de Gádor-Campo de Dalías. (IG-ME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014). Ver Figura 8, con su distribución espacial

Los acuíferos se han señalado por diversos motivos. Unos (los acuíferos Inferior Occidental e Inferior Noreste) por su clara importancia dada la cuantía y calidad química de sus reservas y recursos. Otros (como el Acuífero Superior Central, el Acuífero Superior Noreste y el Acuífero Intermedio Noreste) también por sus reservas y recursos, así como por el papel que juegan en el funcionamiento general al soportar la carga de la actividad antrópica sobre su superficie. El pequeño acuífero costero de la Escama de Balsa Nueva destaca por su papel estratégico en relación de la entrada de agua de mar al Acuífero Inferior Occidental, mientras que el Acuífero Intermedio Central (compartimentado y con escasos recursos) se diferencia por el papel que ha jugado en captaciones profundas destinadas a explotar

el Acuífero Inferior Occidental que, al atravesarle en algunas zonas con salmueras, por corrosión o acondicionamientos deficientes han provocado contaminaciones (a veces mal atribuidas a intrusiones marinas). El Acuífero del Horst de Guardias Viejas, con recursos mínimos, tiene un interés testimonial por su antiguo uso en instalación termal.

La estructura interna de la Sierra de Gádor y sus cuencas marginales se muestra en los cortes de los bloques de la Figura 8, que recoge esquemáticamente algunos de los cortes de detalle que están en los diferentes trabajos extensos del IGME (González et al., 2003; ITGE, 1991, 1999; IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014; Domínguez et al, 2013; 2014; 2015a).

Figura 8 Partición del Sistema acuífero de la Sierra de Gádor y acuíferos de sus cuencas marginales, que incluye el Sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías, en bloques que muestran la estructura (Domínguez et al., 2013; 2015a). 1, 3, 4 y 5: formaciones impermeables; 6, 7: acuíferos neógenos de cobertera; 2: acuíferos inferiores en carbonatos triásicos, con la zona de recarga en blanco y la de acumulación de reservas en azul. Las flechas indican las zonas de entrada de agua de mar



DIFERENCIACIÓN DE ACUÍFEROS

Como resultados conocidos del estudio del IGME acerca de estos acuíferos, además de su geometría ya descrita en apartados anteriores, se resumen la evolución de sus bombeos, las aportaciones externas a la demanda desde el Embalse de Benínar y las precipitaciones en estaciones representativas, que son las principales causas de los efectos observados en la evolución de niveles por áreas de acuíferos y, con ello, de las relaciones de flujos entre éstos y el mar y las consecuencias de las mismas (que se incluyen en el apartado 6 destinado a la investigación de la intrusión marina).

A estas causas principales hay que añadir las debidas a los retornos de las actividades antrópicas sobre los acuíferos en la cantidad (aumento del nivel del agua) y en la calidad; las aguas con buenas calidades químicas (de áreas dulces de los Acuíferos Inferiores y del Embalse de Benínar) utilizadas para el abastecimiento sobre los acuíferos de cobertera, y las recogidas de la lluvia en las cubiertas de los invernaderos e inyectadas en el terreno, las de pérdidas en conducciones, etc., producen cambios de distinto signo en la calidad química natural de los acuíferos de cobertera (que iba de mejor a peor de Norte a Sur).

Actualmente, **la explotación** principal para abastecer las demandas se realiza en zonas de las áreas no salinizadas de los acuíferos inferiores (los carbonatos triásicos). La evolución histórica de las explotaciones por acuíferos se refleja en la Figura 9, como la principal fuente de agua suministrada a las demandas del Campo de Dalías y la ciudad de Almería, frente a las aportaciones desde el Embalse de Benínar.

La Figura 10 muestra la ubicación de las captaciones en los acuíferos de cobertera y en los inferiores para 2007/08-2008/09. Se sitúan aproximadamente en la mitad interior de la llanura y en el borde meridional de la Sierra. En la mitad costera, los acuíferos carbonatados inferiores llegan a desaparecer y los superiores generalmente son de malas características por su menor productividad y su relativamente alta salinidad, de distintos orígenes (climático, menores tasas de recarga

especialmente de escorrentías superficiales procedentes de la Sierra, por retornos de riego y urbanos de diversas calidades, etc.).

Partiendo del bombeo por puntos de agua se cuantificó la extracción anual por áreas de cada acuífero, como se observa en el ejemplo de la Figura 11 para el caso de las áreas de los acuíferos inferiores, AIO y AIN; en este último la explotación principal se realizaba en el área costera de Aguadulce, la cual fue disminuyendo por efecto de su salinización progresiva, trasladándose a las áreas interiores (El Águila y El Viso).

Sobre la cuantía de las precipitaciones anuales para el período 1980-2011/2012, se presenta en la Figura 12 un ejemplo de la evolución del módulo pluviométrico anual para la Estación Meteorológica de Felix.

Figura 9 Agua suministrada a las demandas del Campo de Dalías y Almería capital, con indicación (mediante diferentes colores) de la aportación de los distintos acuíferos y del Embalse de Benínar. AIO: Acuífero Inferior Occidental. AIN: A. Inferior Noreste. AltN: A. Intermedio Noreste. ASN: A. Superior Noreste. ASC: A. Superior Central. AEBN: Acuífero de la Escama de Balsa Nueva. E. Benínar: Embalse de Benínar (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2010).

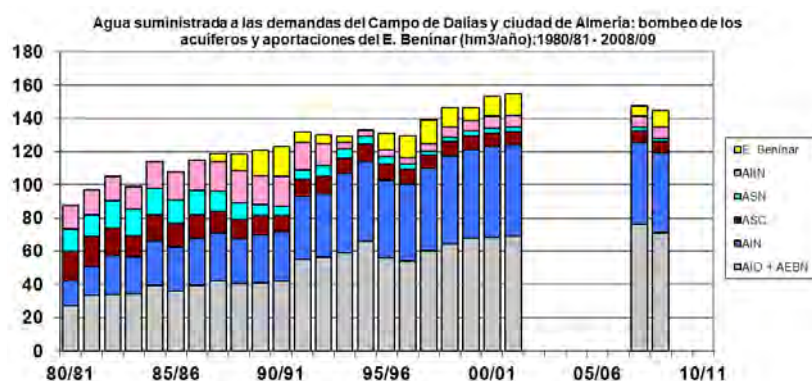
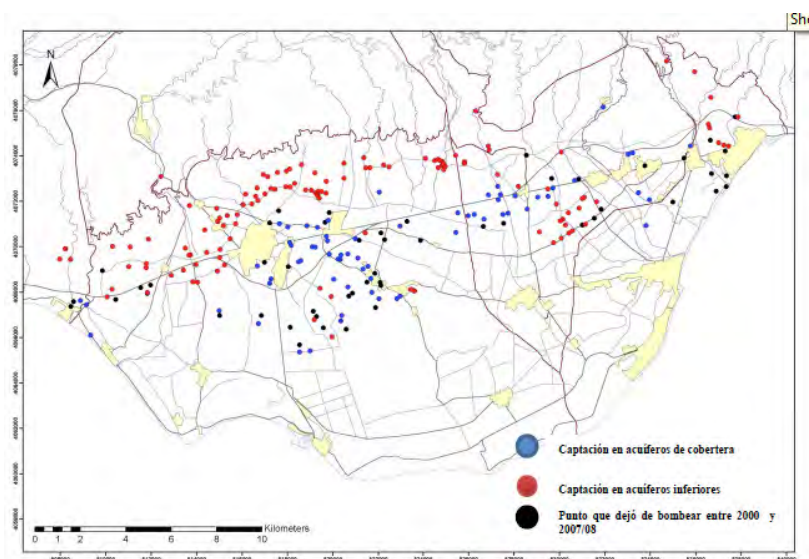


Figura 10: Localización de los puntos de la red de bombeo 2007/08-2008/09, con diferenciación de los que captan acuíferos inferiores (rojo) y coberteras (azul). Incluye también puntos de esta red que dejaron de utilizarse entre 2000/01 y 2007/08 (en color negro) (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2010).



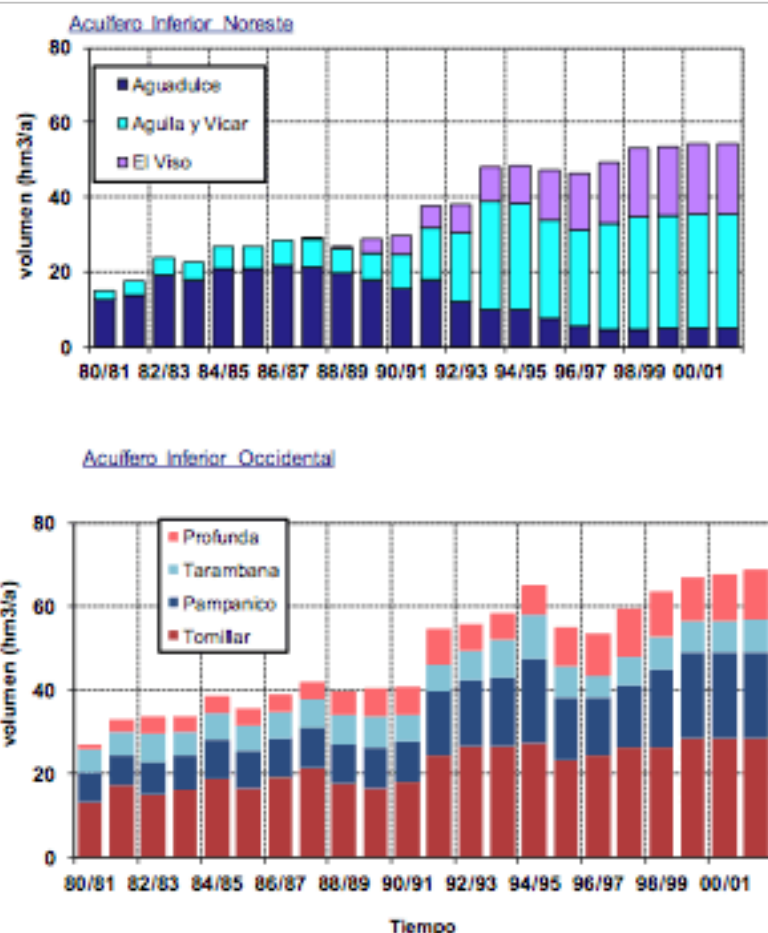


Figura 11: Evolución del bombeo anual por áreas de explotación en los acuíferos inferiores: 1980/1981 a 2001/2002 (IGME, 2006).

Precipitaciones 1980/81 - 2011/12: módulo pluviométrico anual (%) de la Estación de Felix

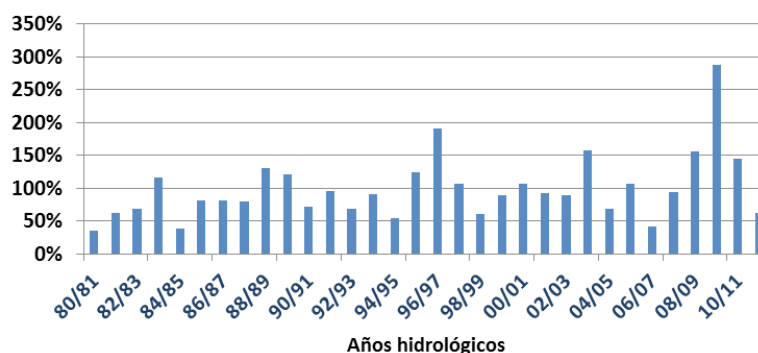


Figura 12: Módulo pluviométrico anual para la Estación de Felix, entre 1980/1981 y 2011/2012; datos históricos del IGME y de la Fase I (2007/2008 - 2011/2012). El valor medio (402 mm/año) corresponde al período 1940/1941–2011/2012. El año 2009/10 resultó el 286% de esta media. (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014).

La evolución de los niveles piezométricos desde la década de 1960 se muestra en la Figura 13. Para su interpretación hay que tener en cuenta que las extracciones iniciales de los acuíferos superiores han ido decreciendo notablemente, siendo sustituidas e

incrementadas por la explotación de los acuíferos inferiores y la circunstancia de que el periodo 2009–2011 ha sido extraordinariamente húmedo, dando lugar a un notable incremento general de la recarga (Domínguez, 2015; Domínguez et al., 2015a; 2015b).

Figura 13 Evolución de los niveles piezométricos en sondeos de observación de los distintos acuíferos del Campo de Dalías: superiores, intermedios (acuíferos de cobertera) e inferiores (Domínguez, 2013), en m snm en el periodo 1963–2013.



En los acuíferos inferiores se observa una tendencia al descenso, interrumpida por discretas recuperaciones en los cortos períodos húmedos, a excepción del último ya señalado, con cerca del 300% de la medida de precipitación anual en los últimos 70 años (que integra el período de transformación en regadío).

Los descensos generales de nivel en los acuíferos superiores en las primeras décadas de la extracciones se han transformado en ascensos al haberse abandonado en ellos la mayoría de explotaciones y por el aumento de recarga al recibir las fugas de las redes de distribución y sobre todo los inevitables y necesarios retornos de riego, ya que no hay sistemas de drenaje.

La Figura 14 muestra las variaciones medias anuales de los niveles del agua en los acuíferos de cobertera en dos períodos: 1973-1981 y 1981-1988 (IGME, 2003). En el segundo período ya se observa claramente la orientación actual de las tendencias en estos acuíferos, con ascensos de nivel en las zonas en las que disminuyeron los bombeos y al ser cada vez mayor la entrada de retornos de las actividades antrópicas sobre estos acuíferos, con reconstitución de reservas incluso en zonas en que solo hubo bombeos testimoniales.

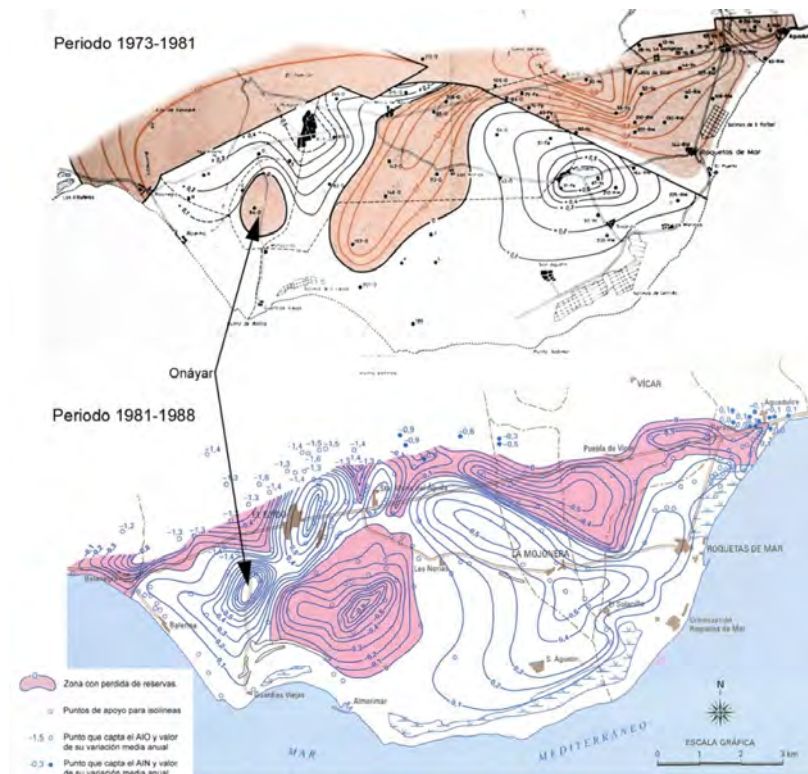


Figura 14 Variaciones medias en el nivel del agua (en m/año) para los períodos: 1973–1981 (parte superior) y 1981-1988 (parte inferior). Entre los dos planos se puede destacar: en Onáyar, la tendencia al descenso (arriba) que pasa (abajo) a una recuperación continua del nivel del agua. En la Mojonera, la tendencia ascendente del nivel (por efecto de los retornos y la disminución de los bombeos) va expandiéndose en los dos periodos, invadiendo en el segundo las zonas bajas de Las Norias. Figura superior de IGME (1982) e inferior de ITGE-JA (1998).

Esta tendencia continúa hasta la actualidad, como se observa en la Figura 15 hasta el año 2012. Desde hace décadas, este ascenso ha originado el afloramiento de la lámina de agua del Acuífero Superior Central en las zonas más bajas de los parajes conocidos como Balsa del Sapo (Figura 16) y en la Cañada de Ugíjar, en las cercanías de Las Norias y de El Ejido, respectivamente (IGME, 2003; Domínguez et al., 2006; IGME, 2011).

En las Figuras 14 y 16 se observa el reflejo en los acuíferos de cobertera de la fractura del sustrato que origina la diferenciación de los acuíferos Inferior Occidental e Inferior Noreste, que se manifiesta en estos acuíferos superiores como una barrera local de permeabilidad horizontal.

Figura 15 Evolución de los niveles piezométricos en piezómetros de los Acuíferos ASN y ASC (Domínguez, 2013), en m snm en 2006–2011, que comprende el periodo extraordinariamente húmedo de 2009 a 2010. Se indica la lluvia diaria en la estación de Felix y la evolución del nivel del agua en la laguna de la Balsa del Sapo (que corresponde con el nivel del ASC).

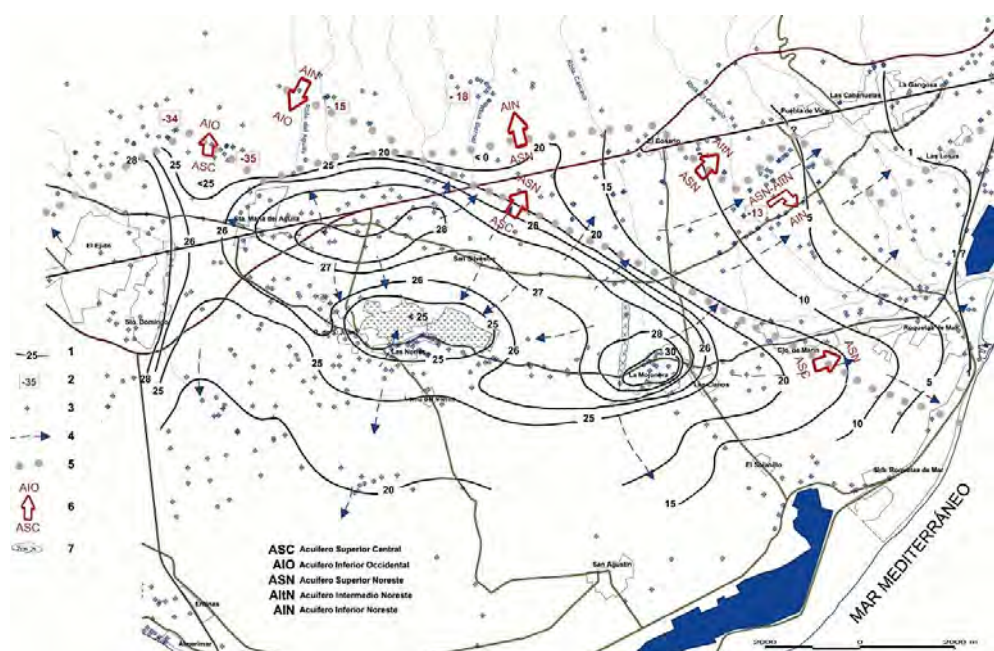
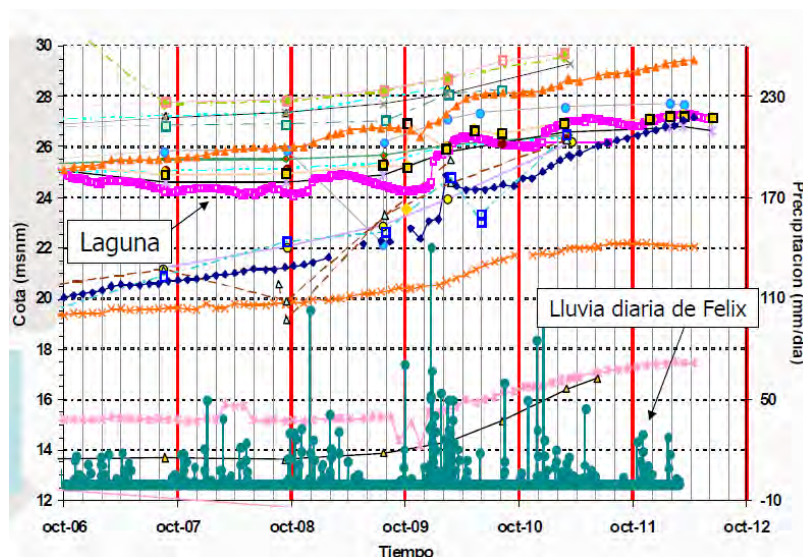


Figura 16: Esquema piezométrico (septiembre de 2005) de los acuíferos de cobertera en el entorno de la Balsa del Sapo, con valores piezométricos en los acuíferos inferiores relacionados. 1= isopiezas (m snm) en ASC, ASN y capa superior de AIN; 2= cota piezométrica (m snm) en el AIO, y en el AIN de El Águila y El Viso; 3= punto de apoyo; 4= flujo en los acuíferos de cobertera; 5= límite aproximado de la zona de conexión lateral entre acuíferos; 6= relación lateral de flujos entre acuíferos (se indica origen y receptor); la relación: ASN- AIN al AIN semi-confinado del área de El Viso es vertical; 7= divisoria local (aproximada) de aguas superficiales en el entorno de la Mojonera (Domínguez et al., 2006)

En cuanto al **conocimiento de las características físico-químicas generales de las aguas de los distintos acuíferos y su evolución**, cabe señalar, como se expresa en la Figura 17 (un plano de la distribución de la composición química del agua de los puntos muestreados en 1972) que ya en las fases iniciales de la investigación del IGME (IGME – IRYDA, 1977) –incluso en los estudios del INC/IRYDA sobre la calidad del agua extraída para el riego durante los primeros años de la transformación agrícola en la zona, aunque aún sin referirlas a los acuíferos captados– se sabía que

existían en este ámbito facies químicas muy diferentes (correspondientes, prácticamente, a las condiciones del régimen natural de funcionamiento) y algunos rasgos de la distribución espacial existente, aunque aún muy incipientes.

La presencia de estas calidades del agua tan diferentes representaba ya una incertidumbre de primer orden para evaluar la viabilidad de la explotación proyectada en la zona.

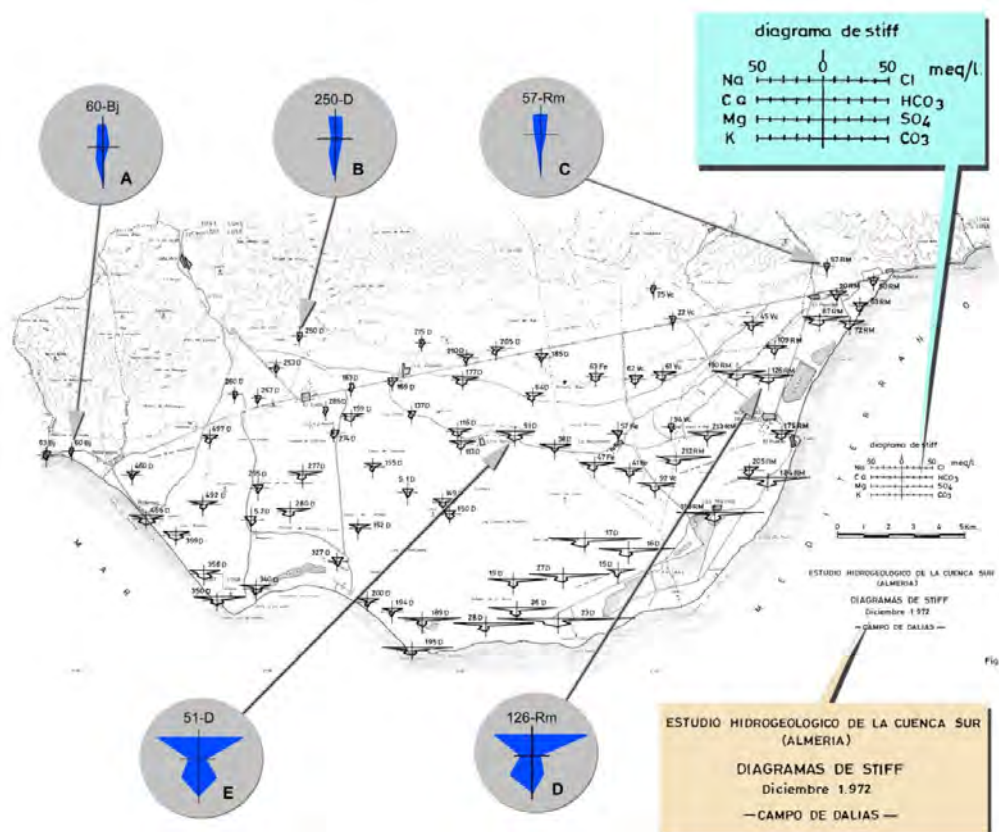


Figura 17: Plano de distribución de la composición química del agua de los acuíferos del Campo de Dalías: ejemplo de trabajos de caracterización hidroquímica de estos acuíferos (PIAS). Se han ampliado algunos diagramas de aguas correspondientes a los acuíferos inferiores (casos B y C) y a acuíferos de cobertura (casos: A -cuando era recargado por el AIO-, D y E) para su mejor observación IGME (2003).

Esta circunstancia, que añadía complejidad al estudio de este medio, contribuyó al tipo de planteamiento adoptado por el IGME para la investigación y comprensión de las causas de esta “diversidad de aguas”. Se rechazaron caminos inmediatos –demasiado usuales pero hidrogeológicamente improcedentes– para resolver la heterogeneidad de orígenes de este problema (como limitarse a caracterizar las aguas de la diversidad de pozos existentes sin asignarlas a los distintos acuíferos de donde procedían).

Era imprescindible identificar la procedencia del agua muestreada (no de la captación únicamente, sino del acuífero captado por la misma) si no se quería relacionar aguas de medios diferentes, lo que sólo podía generar mayor confusión a esta incertidumbre.

Hubo que esperar a la obtención de dichas identificaciones sobre los acuíferos captados para poder alcanzar este objetivo parcial. Esta identificación posterior se refleja en algunos ejemplos de puntos muestreados en 1972, que se destacan en la Figura 17: se observan

las diferencias de composición química entre el agua de los acuíferos inferiores (puntos muestreados de los casos B y C) o zonas directamente relacionadas con éstos (caso A) y la obtenida de los acuíferos superiores (ejemplos D y E en la citada figura).

Con las informaciones que se fueron acumulando en la identificación de los distintos acuíferos del Campo, salvo en algunos sectores sin sondeos mecánicos de referencia, se conoció la distribución de calidades aproximadas del agua en cada uno de los mismos y sus modificaciones derivadas de los cambios de uso (IGME-IRYDA, 1977; IGME, 1980, 1986a; ITGE, 1989, 1995; ITGE-DGOHCA, 1995; González, 1997; Domínguez, 1997; ITGE-JA, 1998).

Las calidades naturales del agua en **los acuíferos inferiores** son buenas en general para los usos de abastecimiento urbano y riego (concentraciones de sales menores de 0,5 g/L y con valores próximos a 0,6 mS/cm de conductividad eléctrica). Tienen facies bicarbonatadas magnésico-cálcicas, que vienen sufriendo modificaciones principalmente por mezclas de agua, las cuales con frecuencia han sido potenciadas por el uso, como ocurre, por ejemplo, en el AIO en su zona de recarga desde el ASC, donde aumentan las concentraciones de iones Cl^- y Na^+ , lo que sucedió siempre, aunque cada vez se fuera manifestando más claramente por el incremento de esta transferencia de flujos, al aumentar las diferencias de potencial hidráulico entre ellos.

En **los acuíferos de cobertera**, sus características físico-químicas naturales vienen estando cada vez más alteradas por la influencia de una mayor variabilidad en la procedencia de sus aguas de recarga (desde el AIO, del Pantano de Benínar, inyección de aguas pluviales, efluentes líquidos, etc.) o en la magnitud y velocidad del flujo subterráneo circulante según los sectores de los mismos.

Las menores salinidades de los acuíferos de cobertera (del orden de 0,5 a 1 g/L) se encontraron siempre en sus zonas de recarga desde los acuíferos inferiores y en las de infiltración preferente de escorrentías superficiales que esporádicamente les alcanzan procedentes de la Sierra, cuyas mezclas originan aguas con predominio de facies mixtas bicarbonatado-cloruradas a cloruradas cálcico-magnésico-sódicas. Por otra parte, las mayores concentraciones (superiores a 2,5 g/L) se dan en compartimentos de escasa recarga, en áreas más alejadas de la Sierra donde no llegan sus esco-

rrerías y en zonas menos permeables (de circulación muy lenta o incluso nula) y localmente más influenciadas por el aerosol marino, las cuales presentan facies clorurada sódica.

Un caso aparte, entre los acuíferos de cobertera, lo constituye el llamado Acuífero Intermedio Central, formado por materiales evaporíticos del Mioceno terminal (yesos y otras sales), en el que se han llegado a observar en profundidad valores de 80 mg/L de ClNa por la presencia de estas litologías.

En el Sector Noreste, la variabilidad de facies químicas del agua de bombeo es mayor en general. Los datos más antiguos de las características físico-químicas del agua bombeada (correspondientes a captaciones relativamente someras y aún sin caracterización de los acuíferos existentes ni referencias a las condiciones del muestreo acerca de los tiempos de reposo o de bombeo previos al mismo) mostraron grandes variaciones de la calidad química de unos puntos a otros, incluso en sondeos muy próximos entre sí, lo que señalaba una diversidad imponderable, que creaba incertidumbre sobre la utilidad potencial del agua disponible para abastecer a los nuevos regadíos.

Al estar la mayoría de las captaciones en las coberteras, dominaban los rangos mediocres de calidad química en la mayor parte de las capas pertenecientes al plioceno-cuaternario y a los miocenos postvolcánicos, incluso también en los tramos carbonatados triásicos del área de La Gangosa (contrariamente a lo que se observaba en otros carbonatos triásicos, como los que empezaban a captarse en Aguadulce y en el AIO, donde se obtenían muy buenas calidades para la nueva demanda agrícola). Además, mientras en éstas se mantenían sus características hidroquímicas, pasada una década de explotación intensiva en las mismas, en los bombeos de captaciones en carbonatos triásicos de La Gangosa se iban produciendo empeoramientos claros.

En todo el Campo, las explotaciones llevadas a cabo de estos acuíferos de cobertera empeoraron notablemente la calidad de su agua en extensos sectores de los mismos, que han hecho que sean intolerables para su uso directo de riego o abastecimiento urbano. La importante recarga por retornos de los usos en las capas libres de los acuíferos de cobertera ha venido produciendo contaminaciones en éstos, con concentraciones de nitratos superiores a 100 mg/L cada vez más frecuentes (con valores superiores a 400

Las inversiones de flujo subterráneo entre acuíferos relacionados, y entre ellos y el mar, han modificado también las transferencias de sólidos disueltos entre los mismos con respecto a las que existían en el régimen natural de funcionamiento. Como las masas de agua de mejor calidad inicial han sido las más sometidas a la presión del bombeo y, por tanto, las que han experimentado los mayores descensos

piezométricos, recayó en ellas la recepción de flujos contaminados (y/o también los de peor calidad natural) desde otras masas inaceptables para el uso con carga hidráulica creciente –con alguna excepción– debidas al crecimiento de retornos del uso y eventualmente a recuperaciones residuales que provocaron bombeos en etapas anteriores y que son casi inexistentes desde hace décadas, ya que nunca tuvieron las cotas posteriormente alcanzadas.

Como ejemplo de resultados de estos estudios están las Figuras 18 a 21 del informe realizado por el IGME en 1995 para la Confederación Hidrográfica del Sur (ITGE, 1995).

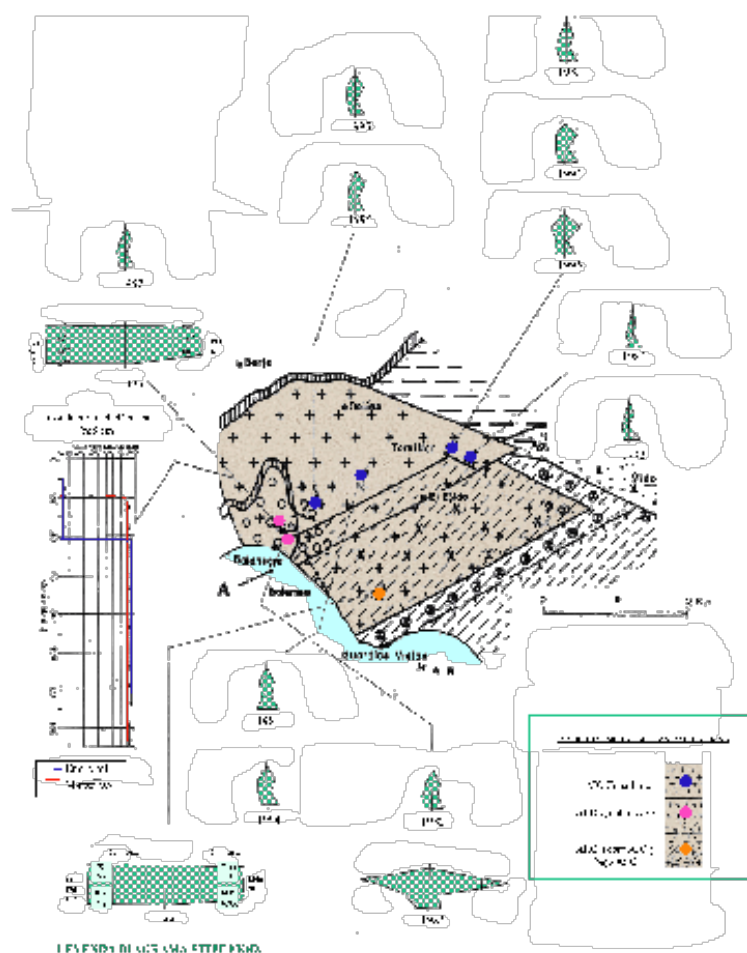


Figura 18 Evolución de la calidad química (diagramas de Stiff modificados) de los acuíferos del sector occidental AIO, AEBN y AltC en algunos puntos de la red disponible. Valores extremos del intervalo de observación del registro histórico, disponible entonces (hasta 1995), de mezclas de bombeo y de registros con sonda conductivimétrica. Incluye la leyenda del diagrama de Stiff modificado (ITGE, 1995).

En la Figura 18 se muestran, para la fecha de observación (1995), los problemas detectados en las características hidroquímicas de los acuíferos de la zona occidental: la evolución de la salinidad por la entrada de agua de mar al AEBN en Balanegra (reflejada en los datos de registros sucesivos y muestreos en profundidad, puntos en rosa en la figura). La intercomunica-

ción vía sondeo del AItC (conteniendo salmueras) con el acuífero profundo AIO (punto naranja en la figura), mientras que para la fecha señalada no se observó un incremento apreciable en las muestras de bombeo de los puntos disponibles del AIO (puntos en azul en la figura), salvo quizás un ligero incremento en la salinidad junto al borde de descarga del ASC.

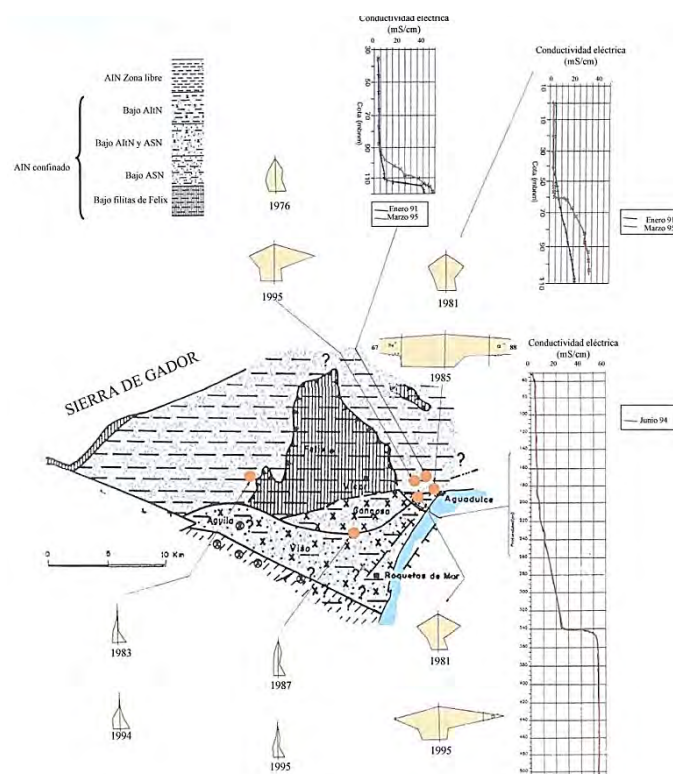


Figura 19: Evolución de la calidad química del acuífero inferior AIN en algunos puntos de la red disponible. Valores extremos del intervalo de observación del registro histórico (hasta 1995), de mezclas de bombeo y de registros con sonda conductivimétrica. Ver leyenda del diagrama de Stiff modificado en la Figura 18 (ITGE, 1995).

En cuanto al AIN, en la Figura 19 se advierte el incremento de salinidad en profundidad en su área costera, reflejado también en las muestras disponibles de mezclas de bombeo, por la evolución de la entrada de agua de mar, lo que no se detectó en las áreas interiores. Algunos ejemplos del empeoramiento de la calidad en el agua de las coberteras de este sector noreste se

muestran en la Figura 20; tanto en el acuífero superior como en el intermedio, se apreciaron aumentos en la composición química derivados de la mezcla con agua de mar (como causa principal) a excepción de sus zonas de borde con el AIN del área de El Águila, donde no llegó a observarse ninguna modificación en dichas fechas.

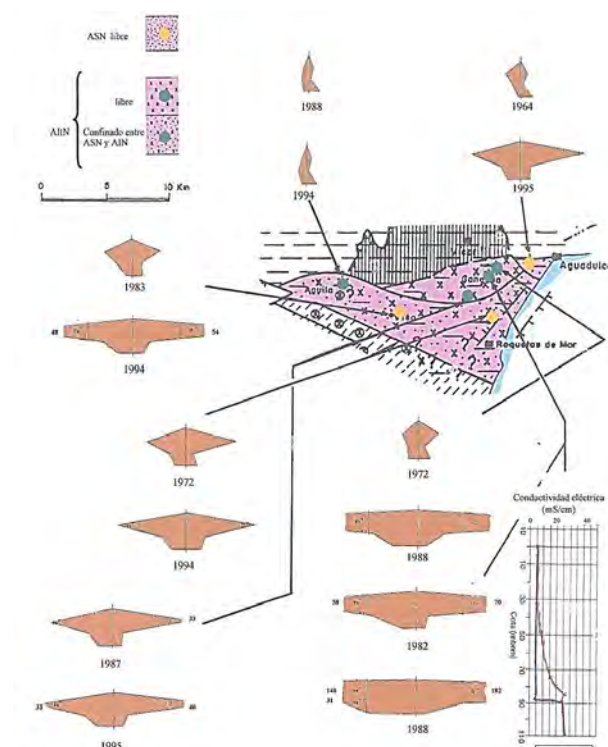
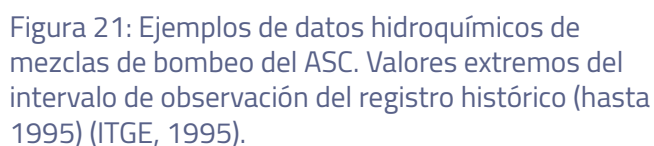


Figura 20: Evolución de la calidad química en algunos puntos de la red disponible de los acuíferos de cobertera del sector noreste (AlitN y ASN). Valores extremos del intervalo de observación del registro histórico entonces (hasta 1995), de mezclas de bombeo y de registros con sonda conductivimétrica. Leyenda del diagrama de Stiff modificado en la Figura 18 (ITGE, 1995).

las mezclas de aguas infiltradas de distintas procedencias, las diferentes profundidades de las captaciones, las diversas condiciones de muestreo, etc.), siendo una de ellas la carencia de sondeos específicos adecuados para la observación de estas características.



En puntos del ASC muestreados en profundidad y en los que se han llevado a cabo diagrfías, se deducen posibles diferentes características hidroquímicas en la vertical, que producen mezclas (muy variables por sus orígenes) que se observaron en las muestras de bombeo (como características aparentes). Es decir, no se tiene acceso a los valores “reales” de las características físico-químicas por la gran complejidad y variación en el tiempo de estas mezclas y lo inadecuado de la red de observación.

La intensa y creciente explotación de los acuíferos del Campo de Dalías en la década de 1970 ya empezó a generar problemas de intrusión marina en las coberturas del Sector Noreste, con descensos de sus niveles piezométricos por debajo del nivel del mar, lo que continuó en la siguiente década, dejando mezclas con

Desde inicios de la década de 1980, la fuerte explotación ha mantenido niveles piezométricos permanentemente por debajo del nivel del mar en todas

las áreas del Acuífero Inferior Occidental (AIO) y, con intermitencias interanuales, en el área de Aguadulce del Acuífero Inferior Noreste (AIN).

Más tarde (en 1993), al salinizarse esta zona costera del AIN y trasladarse su importante bombeo a las áreas interiores de este acuífero (de El Águila y El Viso), se llegó a una tendencia progresiva de niveles piezométricos negativos, con una sola recuperación muy efímera en el periodo extraordinariamente húmedo de 2009/2010-2010/2011 (ver Figuras 12 y 13). En 2001, en un sondeo de investigación diseñado por el IGME, realizado por la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía en el AIN del área de El Viso, con hasta 1220 m de profundidad, se observó agua dulce en toda su penetración en este acuífero.

Con el conocimiento ya adquirido de la estructura hidrogeológica en la franja costera y con la ejecución de 17 sondeos mecánicos de reconocimiento/ investigación relacionados con el estudio del IGME (9 de ellos en el sector noreste y 8 en el occidental), a mediados de la década de 1980 ya quedó descartada la posibilidad de intrusión marina por el litoral meridional –hasta el entorno de Roquetas de Mar– y por la costa occidental –hasta la Rambla de Balanegra– dada la relación del agua marina con la disposición espacial o la tendencia de la piezometría por el bombeo practicado de los acuíferos AIO y ASC, respectivamente, implicados entre estos límites.

También, sin posibilidad de error, se dedujo lo contrario: la relación directa/indirecta con el mar en tres segmentos costeros (Figura 22): uno situado en el extremo noroccidental (Balanegra) y dos en el sector noreste de la llanura, entre Roquetas de Mar y Aguadulce.

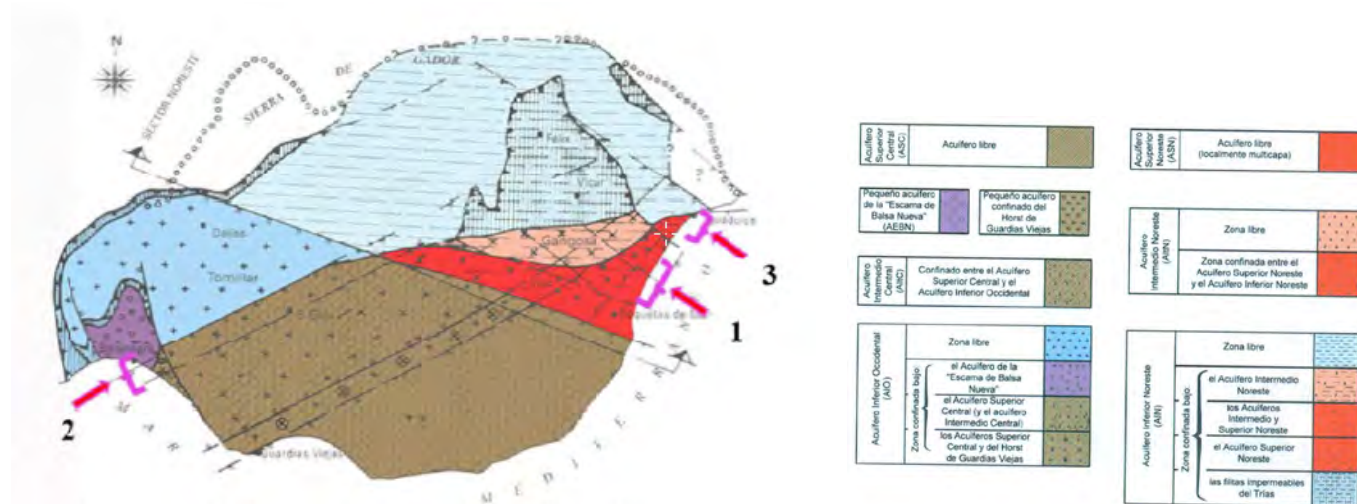


Figura 22 Porciones de costa por los que únicamente cabía esperar que se produjera intrusión marina en los acuíferos del Campo de Dalías, con distintas ocurrencias en el tiempo para el caso del Sector Noreste: 1) por el sector costero de Roquetas desde el acuífero confinado AltN (acuífero intermedio noreste) hacia los acuíferos de cobertera e inferior de las áreas de La Gangosa y El Viso, 2) hacia la parte costera freática del acuífero AEBN y de éste al acuífero AIO (acuífero inferior occidental) y 3) transferencia por el tramo costero de Aguadulce del acuífero AIN (acuífero inferior noreste) de este área y de él a los acuíferos de La Gangosa y El Viso–El Águila (modificada de ITGE, 1989).

En los tres casos, las peculiaridades de la estructura geológica tenían que imponer condiciones específicas para la relación de los acuíferos con el mar. Si las condiciones piezométricas lo obligaban, por el segmento de costa al norte de Roquetas de Mar podría entrar el agua salada al ASN y al AltN. Por el de Aguadulce podía producirse directamente dicha entrada al AIN y al ASN. Por el litoral de Balanegra, la presencia visible de una estructura cabalgante del sustrato impermeable

podía impedir la relación directa del mar con el AIO, una circunstancia de gran importancia que había que investigar (como se hizo) mediante sondeos mecánicos.

Para avanzar en el conocimiento de los procesos de intrusión marina, el IGME ha considerado fundamental basarlo en la información ya adquirida sobre la geometría y el funcionamiento de los distintos acuíferos. Aun así, la interpretación del estado de salinización resultó

complicada al no disponerse de estaciones de observación diseñadas y ejecutadas con garantía para poder muestrear a diferentes profundidades representativas de los distintos acuíferos atravesados en la vertical de las mismas, lo que, por otra parte, resultaría técnicamente problemático, teniendo en cuenta además la influencia de los sondeos de explotación del entorno, además de un coste muy elevado.

Estos pozos pueden poner en comunicación diferentes tramos con diferente salinidad y nivel piezométrico,

produciendo cortocircuitos que pueden alterar mucho la distribución real en la vertical dentro de la perforación. Para poder obtener información fiable de la salinidad y composición química en profundidad en una zona tan compleja ha hecho falta conocer en lo posible cómo se alteran las condiciones en las perforaciones que se han muestreado, a partir de registros de conductividad eléctrica y temperatura (Domínguez y Custodio, 1992). Esto se puede apreciar en los registros de salinidad (conductividad eléctrica) y temperatura de la Figura 23.

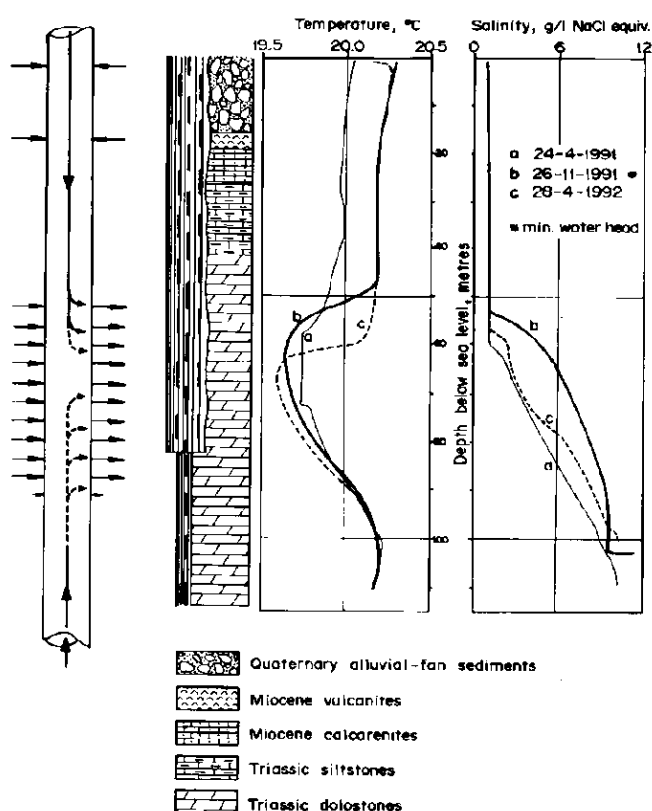


Figura 23 Perfiles de temperatura y conductividad eléctrica en una perforación en el Campo de Dalías con un tramo ranurado largo (Domínguez y Custodio, 1992). Se establecen flujos verticales entre las distintas formaciones atravesadas. El perfil obtenido no representa al agua en el acuífero. Su estudio informa sobre la probable distribución en el acuífero y de las variaciones de los potenciales hidráulicos. La inversión de temperatura es a causa del agua más fría del acuífero profundo en dolomías, lo que refleja la recarga en la Sierra de Gádor, a mayor altitud. Dicho acuífero en dolomías está salinizado y el aumento gradual en profundidad es consecuencia de las mezclas entre el acceso de agua dulce desde la parte superior de este acuífero y también de los acuíferos superiores por defecto de cierre. La variabilidad de los registros es a causa de los cambios del potencial hidráulico y no del agua intersticial.

El IGME ha llevado a cabo un importante esfuerzo para estudiar la representatividad de los puntos de observación utilizados, analizando la presencia de flujos verticales mediante la ejecución de diagráfias detalladas de temperatura y conductividad eléctrica del agua, gamma natural, flujo y muestreos de agua a profundidades específicas, desde 1989 a 1996 y de 2009 a 2011 (Domínguez y Custodio, 1992; 2001b; Domínguez et al. 2001a, 2001b, 2012; IGME-AAA-ACUA-MED-JCUAPA, 2014).

Su metodología se mejoró desde 2010, realizando registros geofísicos de detalle, no sólo en condiciones de reposo del punto (como los de la Figura 23 y Figura 24), sino en condiciones de bombeo y registrando las variaciones de salinidad y temperatura durante el tiempo de extracción con la captación en funcionamiento y la herramienta parada a una profundidad seleccionada (Figura 25).

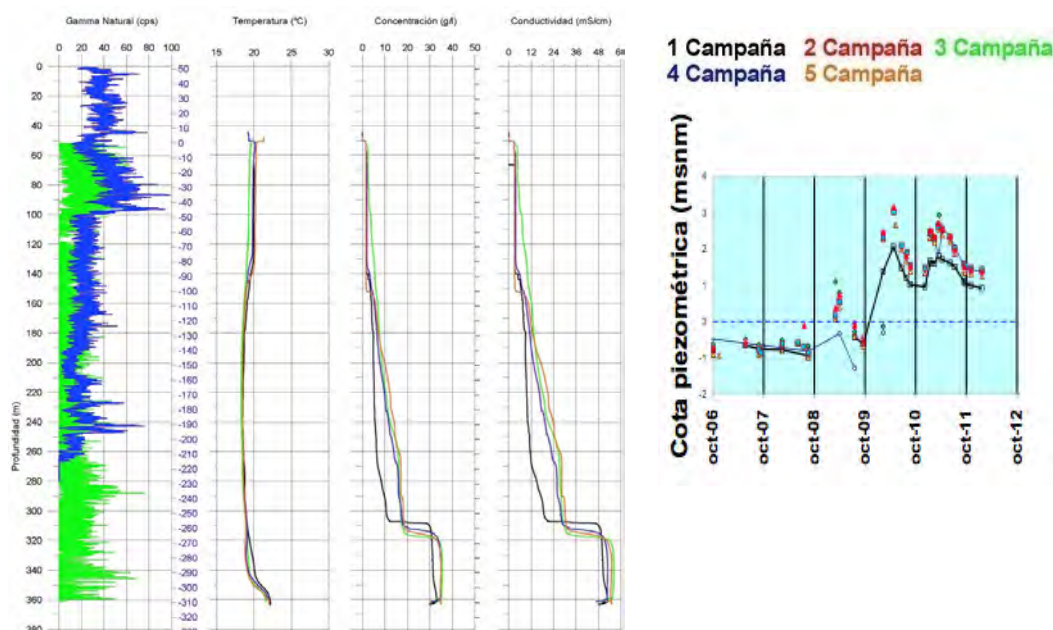


Figura 24: Datos e interpretación de registros realizados en reposo en un punto del área costera del AIN en 2009-2011 (figura izquierda) e hidrogramas de piezómetros de dicha área (figura derecha). En la figura izquierda: GN: gamma natural; T: temperatura del agua; CE: conductividad eléctrica del agua; CINA: concentración calculada de CINA equivalente. Para la interpretación de estos registros hay que tener en cuenta la presencia de flujos verticales (flechas rojas) en el sondeo, ya deducida en la década de 1990. Las flechas azules señalan la posición del tramo acuífero intermedio sin influencia de flujos verticales, donde es mayor la conexión con las zonas interiores de extracción del AIN; hubo incremento del porcentaje de agua marina de 2009 a 2011, a pesar de la evolución piezométrica observada en los piezómetros del área costera. A la cota -260 m snm (influenciada por el flujo vertical ascendente en la captación) los valores máximos se alcanzaron el 3/09 y los mínimos el 5/10, es decir en los períodos en los que los niveles del agua del tramo acuífero intermedio fueron mínimos y máximos, respectivamente (Domínguez et al., 2012).

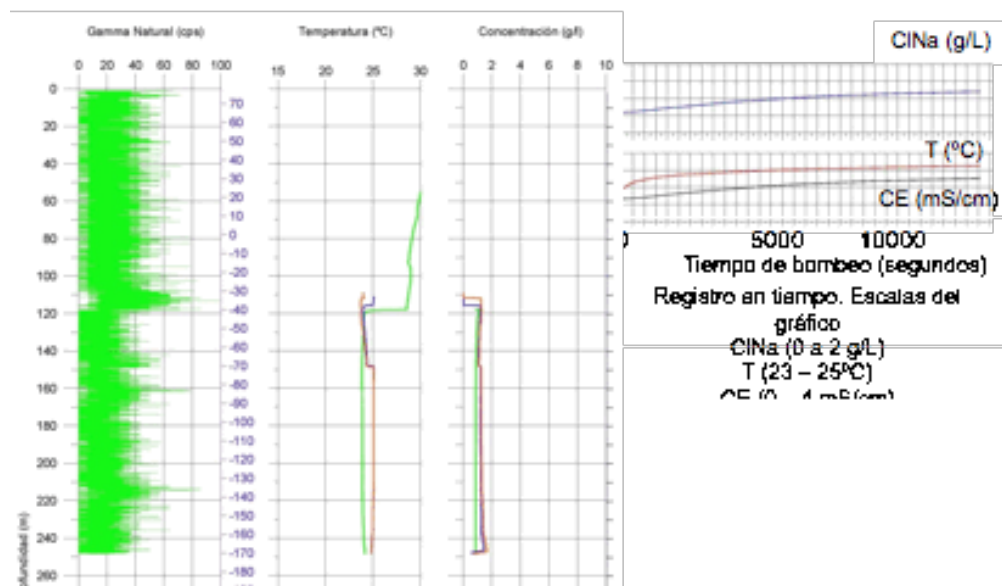


Figura 25: Registros geofísicos en sondeos del AIO en condiciones de explotación y su interpretación. **Izquierda:** registros en profundidad. La salinidad observada fue máxima a finales de 2011; una aproximación a las características del AIO pudo detectarse "limpiando" en lo posible con el bombeo parte de los flujos verticales descendentes procedentes del ASC. **Derecha:** registro en bombeo realizado con la sonda a 460 m de profundidad, en un sondeo del borde norte de la zona confinada del AIO con flujos verticales descendentes del ASC: mayor salinidad y temperatura del agua con el bombeo suponen mayor proporción del agua del AIO (Domínguez, et al., 2012)

De esta manera se pudieron estudiar las características hidroquímicas en algunas captaciones disponibles de las zonas confinada o semiconfinada del AIO en las que existen flujos verticales descendentes desde tramos de coberteras que enmascaran los valores reales en aquellos. También se obtuvieron muestras de agua a profundidades específicas para realización de analíticas de distintas variables hidroquímicas, tanto con el pozo parado como en funcionamiento, con selección de su localización en campo, previa interpretación de la presencia de flujos verticales con los registros geofísicos.

Ante la falta de puntos de observación adecuados para detectar la progresión de los procesos de intrusión marina, la determinación del sentido de los flujos entre áreas de acuíferos y entre éstos y el mar ha supuesto un apoyo imprescindible para el IGME, después de conocer, como se ha dicho, la geometría y el funcionamiento de los distintos acuíferos (muy especialmente en el caso de los del Sector Noreste de esta zona).

Sobre el seguimiento e interpretación por el IGME de los procesos de intrusión marina en el sector noreste del Campo de Dalías, existen decenas de referencias, desde 1982 hasta la actualidad (tales como: IGME, 1982; González, 1985; 1997; Domínguez, 1997; González y Domínguez, 1986; Domínguez y González, 1987, 1991; ITGE, 1989; Domínguez y Custodio, 1992, 2001a, 2001b; Domínguez et al., 1988, 1996, 2003, 2012; González et al., 2004; IGME-AAA-ACUA-MED-JCUAPA, 2014 y Domínguez et al., 2015a).

Para resumir las fases de avance de los distintos **procesos de intrusión/ salinización en las áreas de los diferentes acuíferos del Sector Noreste del Campo** (que se reflejan en la Figuras 26), el IGME ha descrito la movilidad de los flujos entre ellos, reflejando los que contienen mezclas con agua de mar, para cuatro períodos: 1970-1981, 1981-1989, 1989-2009 y 2009-2013 (Figuras 27 y 28), en IGME-AAA-ACUA-MED-JCUAPA (2014) y Domínguez et al. (2016b).

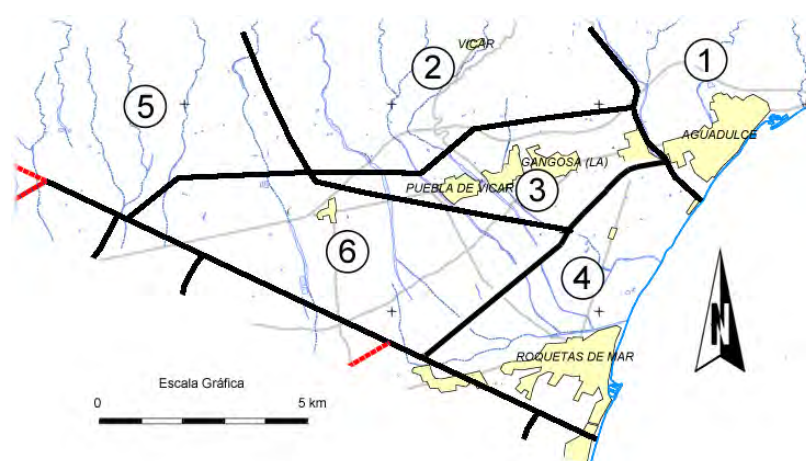


Figura 26: Áreas de estudio de los acuíferos del Sector Noreste del Campo.
1=Aguadulce; 2=Vicar; 3=La Gangosa; 4=Roquetas; 5=El Águila; y 6=El Viso.

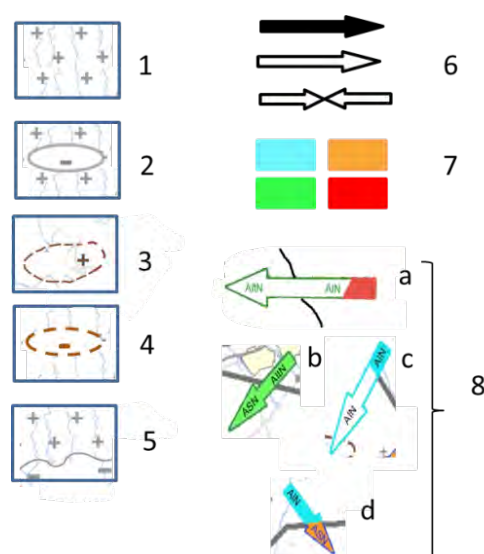


Figura 27: Leyenda de la Figura 28: 1=acuífero libre con cotas positivas; 2=entorno con cotas negativas en un acuífero libre con cotas positivas; 3=acuífero confinado con cotas positivas; 4=cotas negativas en un acuífero confinado; 5=entorno con cotas negativas en un acuífero libre con cotas positivas en parte del mismo; 6=sentido resultante del flujo subterráneo: flecha llena=en áreas libres; flecha sin relleno=en áreas confinadas; flechas dobles opuestas: alternancia de flujos desde un acuífero a otro (en zona libre o confinada según esté o no la flecha llena). 7= calidades del agua de los flujos subterráneos representadas con colores: en azul: dulces; en naranja: calidad natural mediocre; en verde: con mezcla de agua de mar; en rojo: agua de mar. Como ejemplos de interpretación en 8 se muestran: a= intrusión marina al AIN confinado y de éste al AltN confinado; b= flujo de agua con mezcla marina desde la capa libre del AltN a la capa libre del ASN; c= flujo dulce de agua desde la capa libre del AIN a su capa confinada; d= flujo de entrada de agua dulce desde la capa libre del AIN a la capa libre del ASN, ésta con calidad natural mediocre (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014)

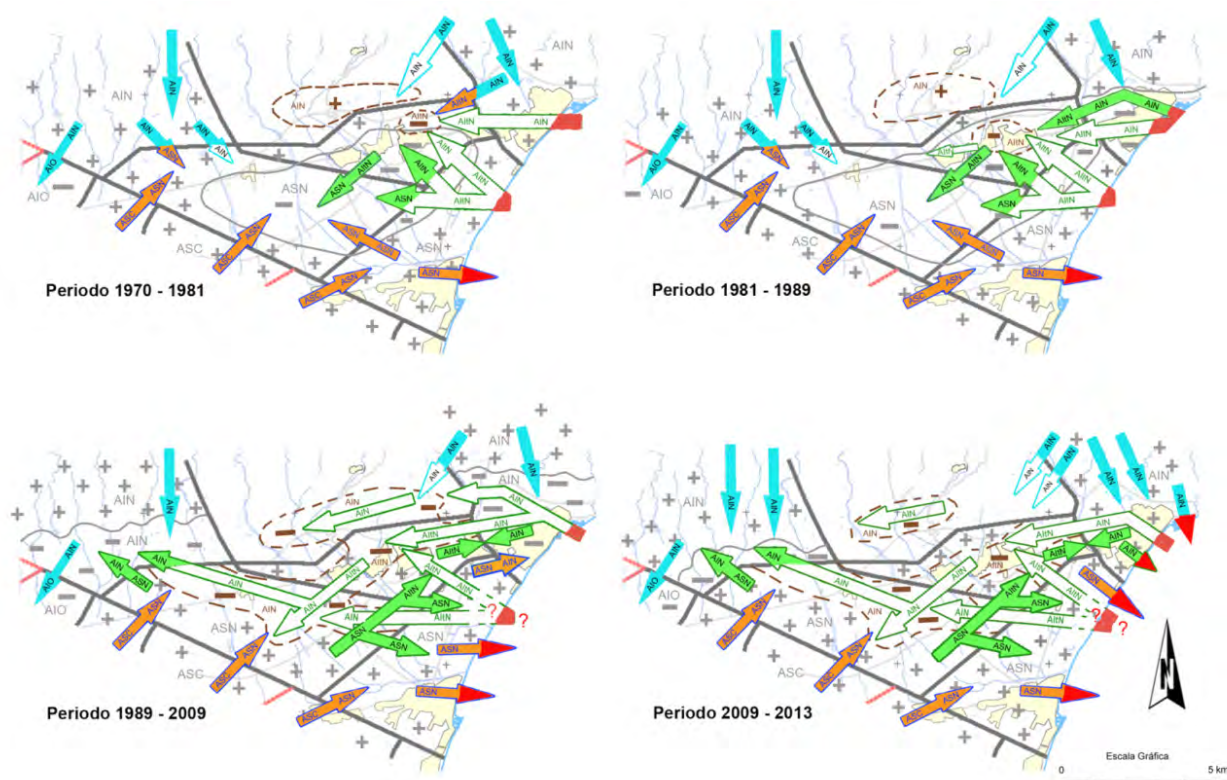


Figura 28 Funcionamiento de los acuíferos superior (ASN), intermedio (AItN) e inferior (AIN) en sus distintas áreas (Figura 27) en los cuatro períodos de estudio. Las flechas indican el origen de los flujos, vías de transmisión y calidad del agua circulante (rojo=agua marina; verde=con mezcla de agua marina; azul=agua dulce; naranja= calidad natural mediocre); flechas rellenas para acuíferos libres y sin color para confinados. ASC: Acuífero Superior Central (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014).

El período 1970-81 representó la ocurrencia del proceso más antiguo de intrusión marina desde el tramo litoral de Roquetas de Mar. También representó la entrada de intrusión marina posterior, desde la capa profunda del AIN de Aguadulce hacia su equivalente de La Gangosa.

El período 1981-89 supuso la progresión de los procesos de intrusión ya iniciados, que hicieron prácticamente inaceptable para las demandas el agua bombeada de las capas libres de las áreas de Aguadulce, La Gangosa y El Viso.

El período 1989-2009 se caracterizó por el inicio de la salinización del AIN en sus dos áreas interiores de explotación (El Águila y El Viso), consecuencia de la inversión del flujo subterráneo entre las mismas y las áreas contiguas salinizadas.

En el período 2009-13 se produjo la respuesta de los acuíferos a las extraordinarias precipitaciones ocurridas en 2009/10 y 2010/11. Como se podía esperar de este destacadísimo episodio del registro histórico de los 70 años precedentes, se produjeron sensibles mejoras, más o menos inmediatas, en la salinidad del agua de los mismos (en mayor medida en los tramos fisurados que en los porosos) aunque los procesos de salinización, ya existentes desde el período anterior, si bien se ralentizaron, siguieron su curso, con incrementos de la salinidad en las zonas actuales de explotación del AIN, con tendencia al aumento de la misma con el tiempo.

La Figura 29 muestra un esquema para explicación/difusión de los procesos de salinización por transferencia de agua salina en el Acuífero Inferior Noreste (AIN).

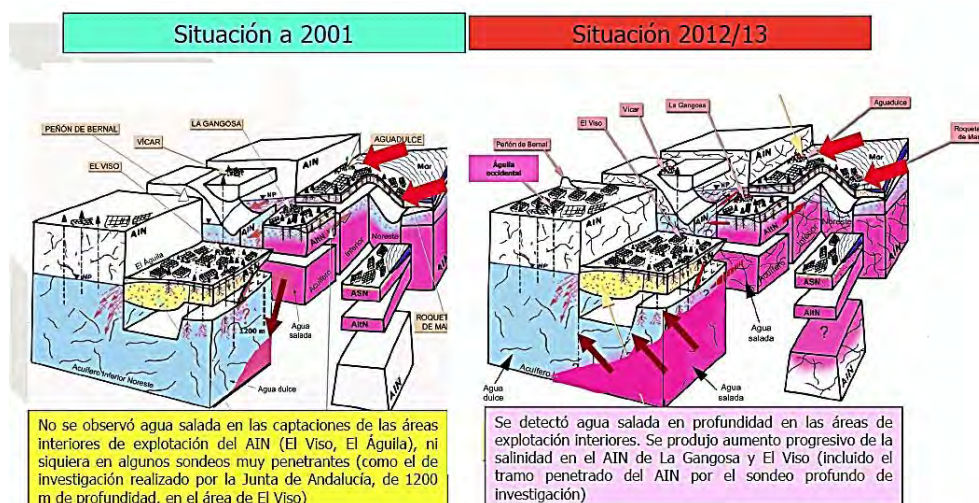


Figura 29 Esquema idealizado que explica, mediante bloques-diagramas (en los que se han dejado en blanco los materiales impermeables que separan los distintos acuíferos) la evolución del proceso de intrusión marina en el Acuífero Inferior Noreste (AIN). Se comparan las situaciones en 2001 y en 2012/13 (Domínguez et al., 2016b).

En cuanto a la investigación de **la intrusión marina/salinización en el sector noroccidental del Campo** de Dalías, al comprobarse en 1980 el inicio de la salinización en captaciones en el área de Balanegra, para determinar el papel de la referida estructura cabalgante del sustrato permotriásico, el IGME llevó a cabo la serie de 8 perforaciones (más tarde el SGOP realizó otras) para investigar si el proceso afectaba directamente sólo al acuífero de cobertera que soportaba dicha estructura (posteriormente denominado AEBN) o también lo hacía al AIO.

En 1985, se comprobó (IGME, 1985) que la estructura existente permite que el acuífero inferior AIO quede aislado del mar, conteniendo agua dulce en dicha fecha

bajo el acuífero de cobertera ya salinizado (Figuras 30 y 31). Según este hallazgo del Estudio, el AEBN conecta lateralmente con el acuífero inferior AIO y constituía, en régimen natural, la vía de descarga al mar de éste, pasando, por el régimen de bombeo establecido (con descensos de niveles piezométricos en aumento progresivo) a alcanzar cotas negativas con rapidez, mientras que, en el acuífero de cobertera AEBN (que se dejó de bombear por la alta salinidad de sus aguas) los niveles piezométricos hacia la zona de contacto continuaban descendiendo -influenciados por el mayor hundimiento del nivel del AIO- reflejo evidente de la transferencia de agua salada desde el AEBN al AIO (Figura 30).

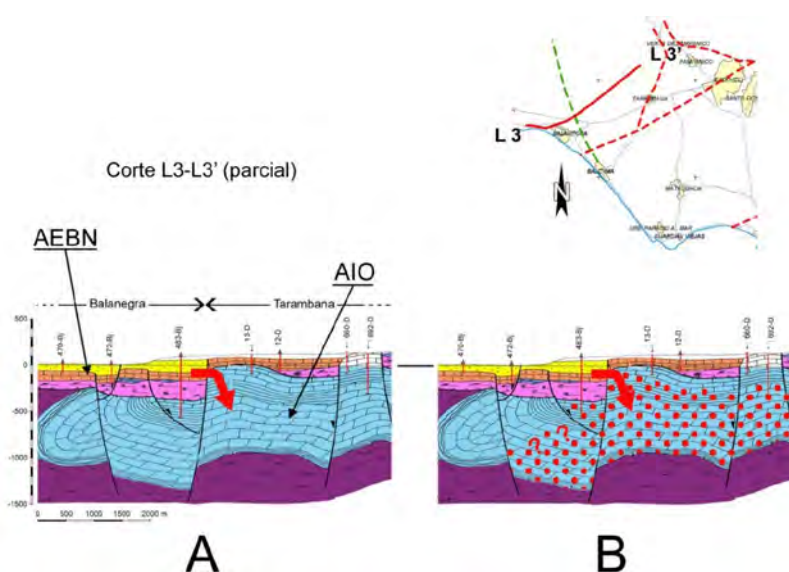


Figura 30 Esquema de la transferencia de flujos de agua salada al AIO desde el AEBN. En A: inicio del proceso (1980/81). En B: esquema de la situación actual de la salinización en la parte occidental del AIO. La flecha roja indica la zona y sentido de entrada y la trama punteada simula el área de influencia de la mezcla con agua de mar en el AIO. Leyenda de materiales en Figura 31 (IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA, 2014).












LITOLOGÍA	EDAD	COMPORTAMIENTO HIDROGEOLÓGICO
 Aluvial, depósitos de piedemonte, conos de deyección, terrazas marinas.	CUATERNARIO	ALTA-MEDIA PERMEABILIDAD
 Calcarentes conglomeráticos, arenas y conglomerados.	PLIOCENO	ALTA-MEDIA PERMEABILIDAD
 Margas y margas arenosas (Margas con "Lepa").	PLIOCENO	BAJA-MUY BAJA PERMEABILIDAD
 Calcarentes calcimuditas y areniscas calcáreas bioclasticas, arenas, conglomerados calcáreos con cantos volcánicos y localmente andesitas y aglomerados volcánicos.	MIOCENO	ALTA-MEDIA PERMEABILIDAD (excepto volcánicos)
 Margas, limos, conglomerados y areniscas, localmente margas yesíferas, yesos.	MIOCENO	MUY BAJA PERMEABILIDAD (excepto localmente)
 Dolomías, calizas y calcoesquistos. Unidad Superior	TRIÁS	ALTA PERMEABILIDAD
 Filitas, micosquistos y cuarcitas. Unidad Superior	PERMOTRIÁS Y MAS ANTIGUO	MUY BAJA PERMEABILIDAD- IMPERMEABLE
 Calizas y dolomías muy fracturadas	TRIÁS	ALTA PERMEABILIDAD
 Calcoesquistos y margas, muy tectonizadas	TRIÁS	MEDIA-BAJA PERMEABILIDAD
 Dolomías, muy fracturadas y brechificadas, y en la base calcoesquistos inferiores	TRIÁS	MUY ALTA PERMEABILIDAD. EN LOS ESQUISTOS BAJA (a localmente ALTA)
 Filitas y cuarcitas. Unidad inferior	PERMOTRIÁS	MUY BAJA PERMEABILIDAD- IMPERMEABLE

Figura 31. Leyenda de la última serie de perfiles hidrogeológicos del IGME IGME (2006).

Esta transferencia de agua salada hubiera sido mucho mayor y más rápida si no existiera ese "tapón poroso" del AEBN, con lo que el AIO se habría salinizado hace muchos años.

Para explicación/difusión de la relación agua de mar-acuíferos, en este segmento de costa noroccidental se realizó en 1988 el esquema de la Figura 32.

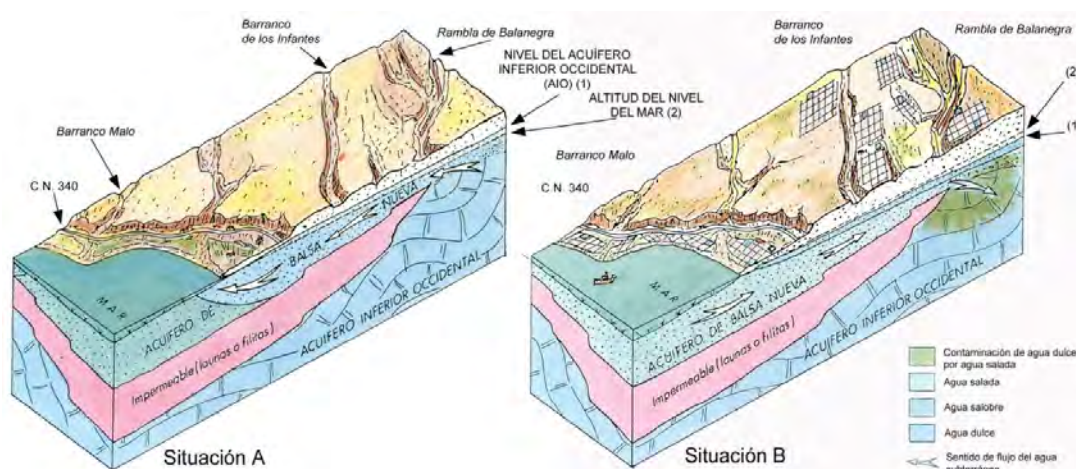


Figura 32: Esquema de la relación agua dulce - agua salada en los acuíferos del área de Balanegra, la antigua zona de descarga, a través del AEBN, del AIO al mar. Situación A: régimen natural: descargaba agua dulce al mar el AIO a través del AEBN en contacto lateral. Situación B: régimen influenciado por el bombeo; desde principios de los años 80, los niveles en el AEBN y el AIO son negativos; se produce la intrusión marina en acuífero costero AEBN y los flujos salados transmiten lateralmente al acuífero AIO (lo que continúa pasando en la actualidad) (ITGE, 1988).

Con las Figuras 33, 34 y 35 se muestra la estructura de detalle en el extremo noroeste del Campo de Dalías, obtenida con el apoyo de sondeos mecánicos de investigación y seguimiento de la piezometría y

evolución de la salinidad del agua, y la realización de distintos perfiles hidrogeológicos longitudinales y transversales a la estructura (ITGE, 1991).

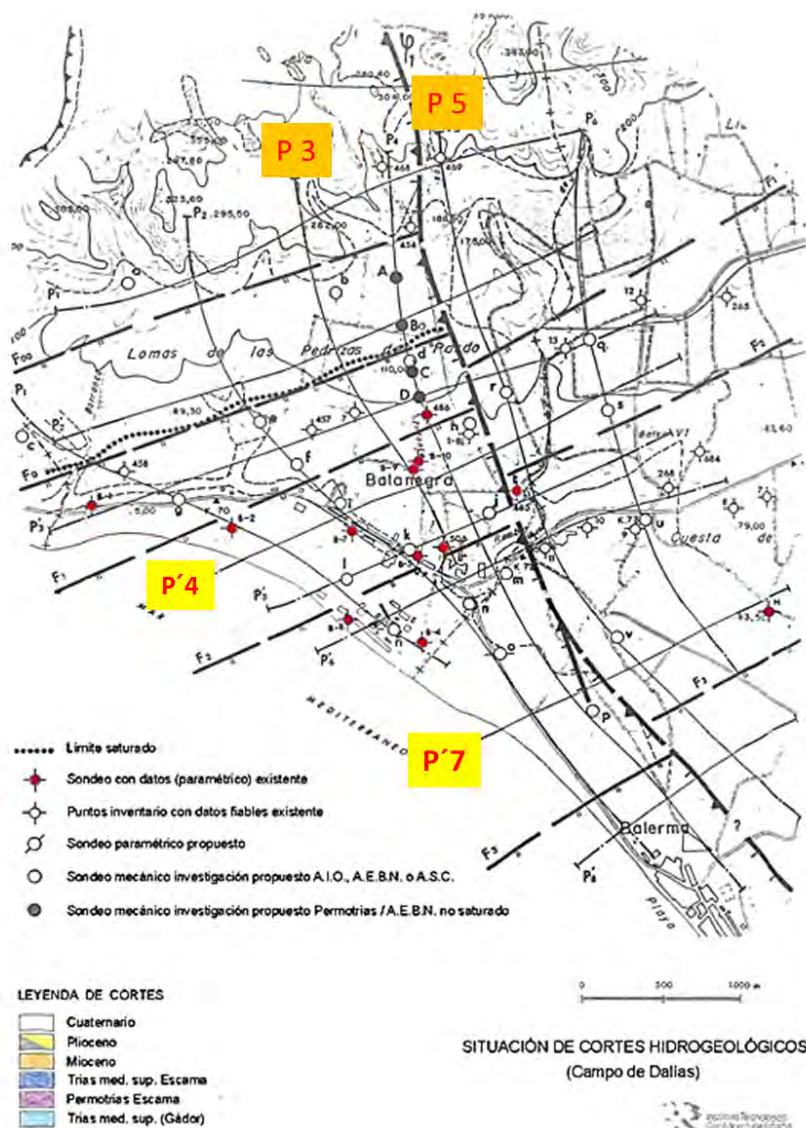


Figura 33: Situación de sondeos, bloques estructurales, cortes hidrogeológicos esquemáticos y leyenda de materiales, derivados de las investigaciones del IGME. Se destacan los perfiles que se exponen en las Figuras 34 y 35 (ITGE, 1991).

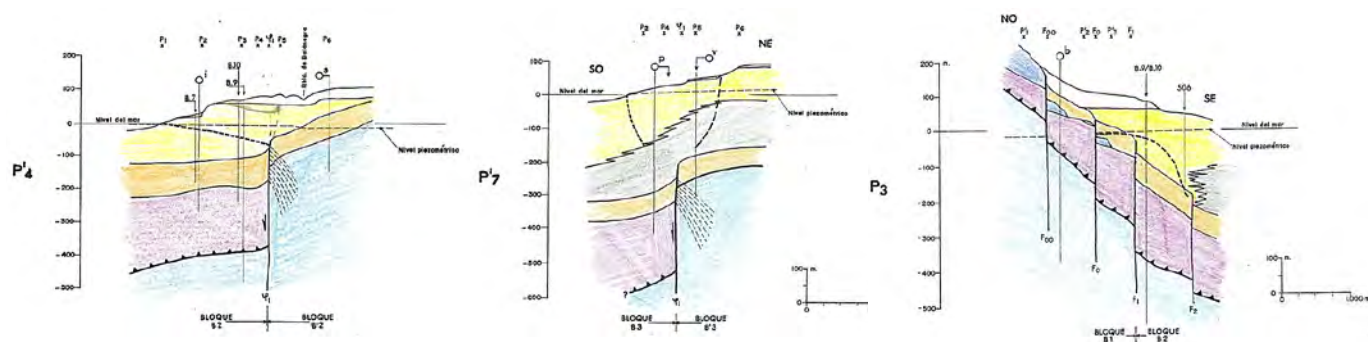


Figura 34: Cortes hidrogeológicos esquemáticos P'4, P'7 y P3, del estudio del IGME de 1991. Trazas y leyenda de materiales en Figura 33. Se indican los flujos salinos desde el AEBN al AIO (penachos en los perfiles P'4 y P'7 en bloques B2 y B3, respectivamente) y la posición de la interface en el AEBN (con línea discontinua) en el Perfil P3, obtenida de la interpretación de registros geofísicos de salinidad para dicha fecha (ITGE, 1991).

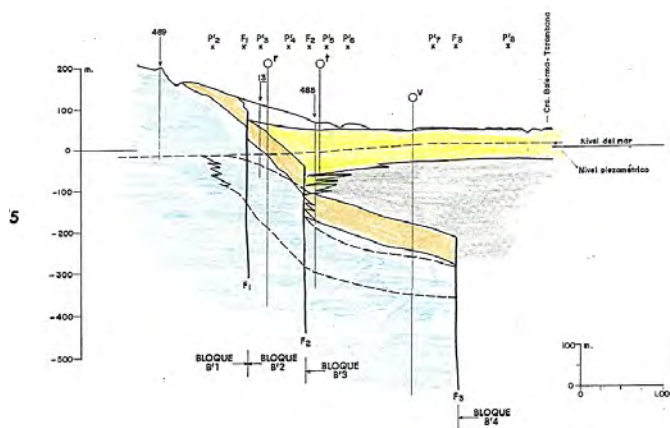


Figura 35: Corte hidrogeológico esquemático P 5 (que discurre por la zona libre y confinada del AIO). Traza y leyenda de materiales en Figura 33. Se indica el sector de influencia del agua salada procedente del AEBN, en el AIO (delimitado por líneas discontinuas) (ITGE, 1991).

La gran potencia del acuífero AIO, la muy buena relación hidráulica horizontal y vertical entre bloques de la estructura de este acuífero y la mayor densidad de las mezclas con agua de mar trasferida al mismo desde el acuífero poroso de cobertera AEBN, han favorecido la tardanza en detectarse la aparición de aumentos en la salinidad en el agua bombeada de los sondeos de captación del AIO, que tienen penetraciones relativamente discretas. No se ha ejecutado ningún sondeo específico para la detección y conocimiento de la progresión de dichas mezclas, a pesar de la insistencia de las recomendaciones dadas desde el Estudio del IGME.

Hasta 2010 no se pudo comprobar con registros geofísicos en sondeos de explotación el efecto de la entrada de agua de mar al AIO desde el acuífero costero AEBN (ya deducida en la década de 1980), que ha sido aumentando con el tiempo, de oeste a este, a partir de la zona de contacto entre ambos acuíferos, a pesar de las precipitaciones caídas en 2009/2010 – 2010/2011.

La Figura 36 muestra la situación de los puntos estudiados del AIO entre 2008 y 2012 en la investigación conjunta de la Fase I del Programa, así como de la propuesta de Estación de observación (que no prosperó). También se destacan los puntos de bombeo de dicho acuífero afectados por la salinización hasta 2012. El número de puntos afectados por esta contaminación ha aumentado hasta la actualidad.

Dada la pérdida de reservas dulces que, desde inicios de la década de 1980, se estaba produciendo (con esta discreta pero constante entrada de agua salada al AIO, en una estructura “en fondo de saco” sin posible drenaje de esta masa contaminada) se intentó analizar la viabilidad de provocar la inversión del flujo salino en el ámbito del acuífero poroso AEBN. Para ello se contaba con la existencia de tres-cuatro sondeos para ensayos de recarga, de aguas que podrían trasvasarse desde el sistema Benínar – Fuente Marbella en situaciones de no utilización del Canal Benínar – Aguadulce, cercano a este entorno. Esta propuesta no prosperó.

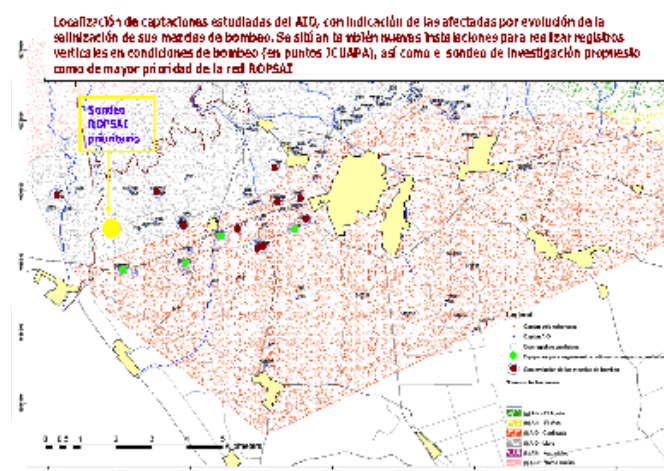


Figura 36: Localización de los puntos estudiados del AIO entre 2008 y 2012 (IGME-AAA-ACUAMED-JCUA-PA, 2014) y de la estación de observación propuesta como de mayor prioridad para su ejecución dentro de la Red de Observación de la Salinización en profundidad del AIO. Incluye: en verde: puntos de observación utilizados en las campañas de registros geofísicos, en los que se pudo detectar la progresión de la salinidad en el AIO (procedente del AEBN); en rojo: otros sondeos del AIO, muestreados en bombeo, en los que se dedujo la influencia de este proceso de salinización. El número de puntos de bombeo que han sido afectados por esta salinización ha aumentado hasta la actualidad.

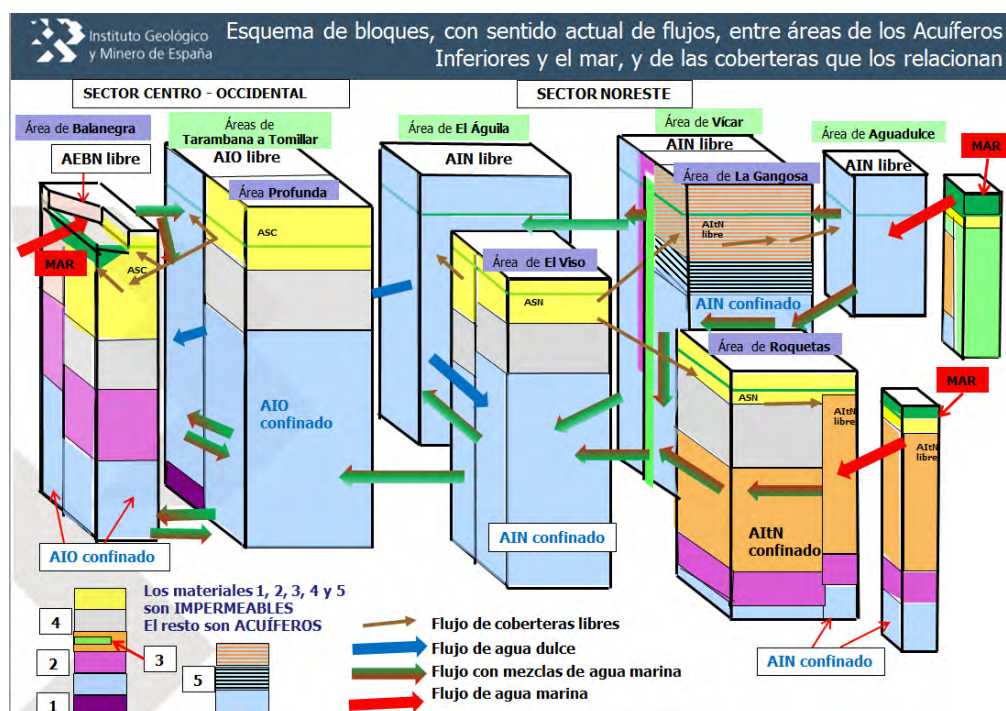


Figura 37: Esquematzación en bloques–columna de las áreas de observación del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías (indicando para cada una de ellas los distintos acuíferos existentes en la vertical), con el sentido de flujos entre ellas (de agua de mar, mezclas con agua marina o agua dulce) en el estado actual de explotación (Domínguez et al., 2016b).

SOBRE INTERPRETACIONES HIDROGEOQUÍMICAS E ISOTÓPICAS

Finalmente se hace una reseña acerca de algunas actuaciones que no se han considerado prioritarias en la investigación del IGME, aunque sí se han tenido en cuenta a la hora de contrastar el modelo de geometría y evolución del funcionamiento de estos acuíferos. Entre ellas las que se exponen a continuación.

- Para realizar las interpretaciones hidrogeoquímicas de indudable interés, en este medio concreto ha resultado imprescindible conocer previamente las características litoestratigráficas y constructivas de los puntos de observación; saber qué acuíferos penetran según la estructura hidrogeológica; analizar sus localizaciones en la distribución de flujos (entre áreas de un acuífero y de los acuíferos relacionados),

así como comparar condiciones similares de bombeo del punto durante las distintas campañas de muestreo (Domínguez y González, 1991; IGME, 2006).

- Dado que las condiciones son favorables para la recarga en la Sierra de Gádor, por las notables diferencias de altitud, tienen interés los estudios isotópicos del agua, por aligeramiento (Domínguez y Custodio, 1994) y el fraccionamiento isotópico cinético esperable en los retornos de riego. En los acuíferos profundos se identifica bien la marca ligera de su recarga en la Sierra de Gádor (Domínguez y Custodio, 1994).
- La alta concentración de NO_3^- en el agua subterránea de los acuíferos superiores se viene utilizando para confirmar conexiones con los acuíferos inferiores.

MODELACIÓN DE FLUJOS SUBTERRÁNEOS

A mediados de la década de 1980 el IGME llevó a cabo un modelo matemático de flujo de los acuíferos del sector centro-occidental: AIO y ASC (IGME, 1986b) y a finales de la década de 1990 una modelación de los principales acuíferos (una macrocelda por cada uno) con la que se reprodujo la evolución del funcionamiento de este conjunto en cuanto a las relaciones de flujos entre acuíferos y con el mar desde el régimen natural hasta dicha fecha (ITGE, 1998).

En 2001, la DGOHCA, para la elaboración del Plan de Ordenación de los acuíferos de esta zona, llevó a cabo un modelo de flujo basado en el modelo conceptual del IGME y partiendo de los parámetros hidrodinámicos obtenidos con la modelación de 1986 de dicho Instituto (DGOHCA, 1997), cuyos resultados no se conoce que hayan sido difundidos.

REFERENCIAS CITADAS

DGOHCA (1997). Integración de los acuíferos en los sistemas de explotación de recursos hídricos. Proposición de programa Estatal de Estudios y Proyectos para el aprovechamiento coordinado de los Recursos superficiales y subterráneos. Estudio 03/97. Anejo 2, Cuenca del Sur:1-211.

Domínguez, P. (1997). Principales líneas de actuación del grupo de trabajo del IGME sobre los acuíferos del Campo de Dalías durante los últimos doce años. In: Salinas, J.A. (Ed). Recursos Hídricos. Acuíferos del Campo de Dalías-Sur de la Sierra de Gádor Aguas Residuales, ¿Residuo o Recurso?, IEA, Almería, 39:101-132.

Domínguez, P. (2013). Avance en el conocimiento de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías, mediante los trabajos de la fase inicial del Programa de investigaciones de apoyo a su protección regeneración. In: Fundación Cajamar. VI Seminario Técnico Agronómico Sostenibilidad de la Agricultura Intensiva en Almería. Fundación Cajamar – COEXPHAL, Almería: 1–47. <http://www.fundacioncajamar.es/es/comun/transferencia/seminarios/ano-2013/2013-04-25.html>

Domínguez, P. (2015). Conocimiento de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías y su relación con la gestión. Jornada Técnica de Transferencia: Situación Actual y Gestión de los Acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Cajamar – JCUAPA. 27 de Mayo, 2015, Almería (presentación ppt).

Domínguez, P.; González, A. (1987). Intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). En: IV Simposio de Hidrogeología, Palma de Mallorca, XII: 101–115.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A. (1988). Síntesis hidrogeológica del Campo de Dalías y su entorno. In: TIAC'88. IGME–ETSMIN, Granada, 2: 96–114

Domínguez, P.; González, A. (1991). Complejidad de la estructura y funcionamiento hidrogeológico en el sector noreste del Campo de Dalías. Necesidad de su investigación y control mediante sondeos mecánicos. III Simposio sobre el Agua en Andalucía, Córdoba, 1: 363–377.

Domínguez, P.; Custodio, E. (1992). Sea water intrusion in the lower north–eastern aquifer of the “Campo de Dalías” (Almería, Southeastern Spain): preliminary study of monitoring data. 12th SWIM, Barcelona: 631–659.

Domínguez, P.; Custodio, E. (1994). Aplicación de técnicas de isótopos ambientales estables del agua como apoyo al estudio de los acuíferos del Sector Noreste del Campo de Dalías (Almería), afectados por intrusión marina. En: Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Alcalá de Henares. AIH–GE. I: 73–89.

Domínguez, P.; González, A.; Marín, M. (1996). Síntesis de los cambios en la distribución de flujos subterráneos en los acuíferos del Sector Noreste del Campo de Dalías. En: IV SIAGA, Almería, I: 239–249.

Domínguez, P.; Custodio, E. (2001a). Seawater intrusion in the NE of the Campo de Dalías carbonate aquifer, Almería, SE Spain. SWIM, Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 39–46.

Domínguez, P.; Custodio, E. (2001b). Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en acuíferos carbonatados de estructura compleja: aplicación al acuífero inferior noreste del Campo de Dalías (Almería). VII SH–Murcia. HRH, XXIV: 163–173.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A. (2001a). El conocimiento de los acuíferos del Campo de Dalías y su implicación en la gestión sostenible integral de los mismos. En: V Simposio Agua en Andalucía, Almería, II : 127–164.

Domínguez, P.; González, A.; Franqueza, P.A. (2001b). Situación actual de los acuíferos del Campo de Dalías. Un ejemplo de la necesidad de conocer el estado actualizado del funcionamiento en un sistema complejo intensamente explotado. En: Hidrogeología y Recursos Hidráulicos Madrid, XXIII: 211–225.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A. (2003). Los acuíferos del Campo de Dalías (Almería, España): un sistema costero intensamente explotado. En: Jornadas de Agua y Globalización en el Mediterráneo, CD: 1–18.

Domínguez, P.; González, A.; Franqueza, P.A.; Juárez, J. (2005). Avance en la actualización hidrogeológica general del sistema de Sierra de Gádor (Almería) destacando el subsistema meridional “Campo de Dalías”, en apoyo a su gestión. VI Simposio del Agua en Andalucía, Sevilla, 855–867.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A. (2006). Consideraciones sobre las alternativas de actuaciones urgentes ante el problema de inundaciones en la Balsa del Sapo (Campo de Dalías, Almería). AQUAinMED, Málaga: 367–374.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A. (2007). El uso del conocimiento hidrogeológico contrastado para el diseño del plan de sostenibilidad de acuíferos: el caso de los acuíferos del S de Sierra de Gádor–Campo de Dalías (Almería, España). En: III TIAC, Almería, I: 939–945.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; Sáez, M.M.; Rubio, F.M.; Fernández, M.A. (2012). Investigación para la actualización del conocimiento de la pérdida de reservas dulces de los acuíferos principales del Campo de Dalías (Almería). En TIAC’12, Alicante, I: 397–407.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; González, A.; Fernández, M.A. (2013). Acuíferos costeros del Campo de Dalías, datos del avance de su conocimiento por el IGME (destinado al asesoramiento) para un análisis científico sobre el interés y viabilidad de corregir sus tendencias negativas originadas por el uso. In: Antonio Fernández–Uría (Ed.), X Simposio de Hidrogeología. AEH–IGME, Granada. HRH XXX: 59–70.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; Fernández, M.A. (2014). Estado actual de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. In: Jornada Técnica: Los recursos hídricos en el Campo de Dalías. Presentaciones. Consejería de Agricultura Pesca y Desarrollo Rural, Almería: 11–31. <http://www.juntadeandalucia/agriculturaypesca/ifapa/servifapa/contenidoAlf?id=bd3ce29a-9111-4dda-89bd-b774ca4b872f>.

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; Fernández, M.A. (2015a). Conocimiento de los Acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías y su relación con la gestión. In: Jornada Técnica de Transferencia: Situación actual y gestión de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Fundación Cajamar. Almería: 1–18. <http://www.fundacioncajamar.es/es/comun/transferencia/jornadas-y-talleres/ano-2015/situacion-actual-y-gestion-de-los-acuiferos-del-sur-de-la-sierra-de-gador-campo-de-dalias/>

Domínguez, P.; Franqueza, P.A.; Fernández Jurado, M.A. (2015b). Propuesta preliminar de actividades prioritarias en apoyo de la regeneración–protección de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor–Campo de Dalías. IX SIAGA, Málaga, II: 853–861.

Domínguez P., Franqueza P.A., Fernández M.A. (2016a). Repercusiones de una atención tardía al conocimiento hidrogeológico en la gestión de los acuíferos costeros del sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías (Almería, España). Las aguas subterráneas y la planificación hidrológica. Congreso hispano-luso. AIH-GE. Madrid, noviembre 2016. Madrid, CD:1–6

Domínguez, P., Franqueza P.A. y Fernández, M.A. (2016b). Documento complementario a la ponencia: Situación actual de los acuíferos de Almería: referencia a los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor– Campo de Dalías. Jornada Técnica Agroalimentaria: Almería frente al reto del agua Marzo 2016. Fundación Cajamar. Almería:1– 57. <http://www.fundacioncajamar.es/comun/transferencia/jornadas-y-talleres/año2016/almeriafrentealretodelagua>.

González, A. (1985). Informe sobre la situación de la intrusión marina en el Acuífero inferior del sistema Noreste del Campo de Dalías. Recomendaciones sobre primeras medidas de carácter urgente.

González, A. (1997). Introducción al debate sobre la evolución del conocimiento acerca de los aspectos de mayor interés para la planificación y gestión de los recursos de los acuíferos del Campo de Dalías --Sur de Sierra de Gádor. En: Instituto de Estudios Almeriense: Recursos hídricos. Acuíferos del Campo de Dalías -- Sur de Sierra de Gádor. Aguas Residuales, ¿Residuo o recurso?. Instituto de Estudios Almerienses, Roquetas de Mar, 39, 21-47

González, A.; Domínguez, P. (1986). Intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). Seminario Intrusión marina en acuíferos: interfase agua dulce – agua salada. Servicio de Estudios del IARA, Granada (documento restringido).

González, A.; Domínguez, P.; Franqueza, P.A. (2003). Sistema costero de Sierra de Gádor. Observaciones sobre su funcionamiento y relaciones con los ríos Adra y Andarax (Almería, España), y con el mar. IV TIAC, Alicante, I: 423-432.

González, A.; Domínguez, P.; Franqueza, P.A. (2004). El conocimiento hidrogeológico en apoyo a la gestión sostenible de los acuíferos: el subsistema "Sur de Sierra de Gádor" – Campo de Dalías" (Almería). VIII Simposio de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XXVII, AEH, Madrid, 443-452.

IGME (1980). Calidad de las aguas subterráneas en las cuencas del Sur de España. Programa Nacional de gestión y Conservación de Acuíferos. primer Informe. Serv. Publ. Ministerio de Industria y Energía, Madrid: 1-172

IGME (1982). Estudio hidrogeológico del Campo de Dalías, Almería, 13 tomos: 1-652.

IGME (1985): Proyecto e informe del sondeo de investigación hidrogeológica B-9 realizado por el IGME en el área de Balanegra. (documento interno).

IGME (1986a). Síntesis hidrogeológica de la Provincia de Almería. Documentos internos del proyecto: 2 tomos: 1-441.

IGME (1986b). Modelización matemática de los acuíferos "Inferior Occidental" y "Superior Central" del Campo De Dalías (Almería). Memoria Resumen: 1-220.

IGME (2003). Resultados del proyecto sobre conocimientos alcanzados de los Acuíferos del sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías. Avance – resumen de la próxima publicación. Ministerio de Ciencia y Tecnología, Madrid: 1-27

IGME (2006). Documentos internos del proyecto "Síntesis Hidrogeológica del Campo de Dalías (2001-2006)".

IGME (2011). Informe sobre las causas de aceleración del crecimiento de niveles del agua en la laguna de la Balsa del Sapo en el entorno de Las Norias (El Ejido, Almería). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 1-20.

IGME (2013). Conocimiento del estado actual de los acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Contribución a la Fase I del Programa de Actividades de Apoyo al Plan de Ordenación de los Acuíferos del Sur de la Sierra de Gádor–Campo de Dalías. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.

IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA (2010): Evaluación del bombeo 2007/08-2008/09.

IGME-AAA-ACUAMED-JCUAPA (2014). Memoria final de los trabajos realizados durante la Fase I del Programa de actividades científico-técnicas de apoyo a la protección – regeneración de los acuíferos del Sur de Sierra de Gádor – Campo de Dalías (Almería). Convenio de colaboración AAA-IGME-ACUAMED-JCUAPA, 13 Anexos: 1-295.

IGME-IRYDA (1977). Estudio hidrogeológico de la Cuenca Sur (Almería). Plan de Investigación de Aguas Subterráneas, 15 Tomos.

ITGE (1988). Las aguas subterráneas y los acuíferos del Campo de Dalías (Almería). ITGE, Madrid: 1–36.

ITGE (1989). Síntesis hidrogeológica del Campo de Dalías (Almería). Propuesta de primeras actuaciones de investigación y gestión. ITGE, Madrid: 1–163.

ITGE (1991). Actualización de la geometría y funcionamiento del AEBN y su entorno. Cortes hidrogeológicos: 1–8.

ITGE (1995). Situación de los acuíferos del Campo de Dalías (Almería) en relación con su declaración de sobreexplotación. Publicado en: VI Simposio de Hidrogeología. Sevilla: 443–467.

ITGE (1998). Documentos internos del Modelo simplificado (de macroceldas) de los acuíferos del Campo de Dalías. 10 tomos.

ITGE (1999). Documentos internos de Actualización de la estructura hidrogeológica del Sector Noreste del Campo de Dalías.

ITGE-DGOHCA (1995). Informe de calidad química de las redes de control Cuenca Sur Oriental, Almería: 1–96.

ITGE-JA (1998). Atlas hidrogeológico de Andalucía. Instituto Tecnológico GeoMinero de España–Consejería de Obras Públicas y Transporte. Junta de Andalucía: 1–216 (A·3 + mapa).

Anejo A10.1 Cuestionario original

“Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles”

Proyecto realizado por la UPC con el soporte de AQUALOGY

Enviar las respuestas a E. Custodio emilio.custodio@upc.edu
J. Sánchez Vila jordi.sanchez@upc.edu

Notas previas

Rellenar lo que corresponda y dejar en blanco o borrar lo que no corresponda
Indicar si se acompaña o se substituye por una contribución específica: en lo posible indicar el título.

Autores

poner nombre, lugar de trabajo o profesión, correo electrónico, otros datos que se quieran hacer constar

Contenido

se responde a las secciones: (borrar o tachar lo que no se responda)
Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros
Sección 2. Cuestiones económicas referentes a la salinización de acuíferos costeros
Sección 3. Cuestiones ambientales referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas
Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas
A1. Anejo de referencias y documentos de consulta
A2. Anejo de personas e instituciones de contacto

Área o acuífero a que hacen referencia las respuestas

(borrar o tachar lo que no se responda)

Respuesta general

Respuesta que corresponde a un área extensa decir de qué área se trata

Respuesta específica referente a un área o acuífero decir brevemente designación, localización y características

Área o acuífero a que hacen referencia las respuestas

Sección 1. Cuestiones hidrológicas/hidrogeológicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

CONOCIMIENTO

1. Características y origen de la salinización
2. A qué afecta la salinización. Partes del acuífero o niveles acuíferos afectados
3. Relación del acuífero costero con la cuenca y los acuíferos de los que forma parte
4. Relaciones con el agua marina
5. Forma de salinización: avance de frente salino o conos salinos ascensionales o ambos
6. Suficiencia del conocimiento de los mecanismos de salinización
7. Métodos de estudio utilizados
8. Situación piezométrica
9. Distribución territorial de la salinización y sus características
10. Conocimiento del papel de heterogeneidades y situaciones específicas
11. Caracterización hidroquímica e isotópica de la salinización
12. Relación entre salinización y características constructivas de las captaciones
13. Relación entre salinización y ubicación de las captaciones
14. Relación entre salinización y modo e intensidad de la explotación
15. Existencia de un modelo conceptual de funcionamiento
16. Existencia de modelación matemática
17. Redes operativas de nivel, salinidad, extracciones, recarga y otras que existen y existieron y sus dificultades operativas
18. Evaluación de las incertidumbres asociadas al conocimiento y como se estiman y se abordan
19. Modelo conceptual de funcionamiento
20. Modelación matemática disponible

GRADO DE EXPLOTACIÓN

1. Conocimiento de la recarga local y de la que aporta la cuenca superficial y subterránea
2. Recarga por retornos de riego, fugas y otras fuentes
3. Existencia de recarga artificial
4. Comparación de la recarga con la explotación
5. Estimación de la descarga de agua continental al mar
6. Grado de degradación existente y posibilidades de recuperación

EVOLUCIÓN DE LA SALINIZACIÓN

1. Redes de observación existentes
2. Suficiencia de las redes de observación existentes para caracterizar el proceso de salinización
3. Evolución de la salinización
4. Retraso en la manifestación de la salinización
5. Evolución estacional de la salinización y en relación con periodos de sequía

UTILIZACIÓN DEL AGUA SALINA

1. Usos del agua salobre y salina
2. Instalaciones de desalinización y desalobración del agua subterránea
3. Vertido y evacuación de las salmueras residuales de desalinización
4. Realización de mezclas de aguas para poder aprovechar aguas salinas y sus consecuencias

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

Sección 2. Cuestiones económicas referentes a la salinización de acuíferos costeros

COSTE DE LA SALINIZACIÓN

1. Coste del agua extraída del acuífero costero y comparación con otras aguas disponibles
2. Conocimiento, valoración y efectos del coste que tiene la salinización del agua sobre el abastecimiento y la producción
3. Efecto específico de la salinización sobre la producción agrícola
4. Coste de mezclas de aguas para aprovechar las aguas salinas
5. Costes asociados al tratamiento del agua salina previo a su utilización

COSTE DE LA GESTIÓN DEL ACUÍFERO COSTERO

1. Coste del abandono de captaciones y del uso del acuífero o de parte del mismo
2. Coste de la reposición de las captaciones salinizadas y/o de su alejamiento de la costa
3. Coste de la gestión del área de recarga para protección del acuífero costero
4. Coste del mantenimiento operativo del acuífero costero
5. Reparto de costos entre las diferentes partes del sistema acuífero para optimizar la gestión
6. Aspectos económicos en relación con la importación o generación de agua o de recarga artificial para lograr el uso sustentable del acuífero costero
7. Aspectos económicos derivados de la utilización no sustentable del acuífero costero y evolución a lo largo del tiempo
8. Recuperación real de costes en la explotación intensiva del acuífero costero
9. Subvenciones económicas directas o indirectas que se aplican y sus implicaciones económicas a corto y largo plazo
10. Efecto de los precios del agua puesta a disposición y de su salinidad en la demanda

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

Sección 3. Cuestiones ambientales referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

MEDIO AMBIENTE COSTERO

1. Humedales, manantiales y surgencias costeras que existen o han existido y su estado
2. Importancia y efecto de las descargas de agua continental en el litoral, en el ambiente litoral y en la producción pesquera
3. Evolución del estado de los humedales, manantiales y surgencias costeras
4. Servicios a la población que proporciona o ha proporcionado el medio ambiente costero que depende de las aguas subterráneas

SITUACIÓN ADMINISTRATIVA DEL MEDIO AMBIENTE COSTERO QUE DEPENDE DEL AGUA SUBTERRÁNEA

1. Figuras de protección del medio ambiente costero que depende de las aguas subterráneas
2. Acciones de protección del medio ambiente a nivel costero y en relación con la cuenca y áreas de recarga
3. Implicaciones de la sociedad en la gestión y protección del medio ambiente costero que depende del agua subterránea
4. Instituciones implicadas en la gestión y protección del medio ambiente costero que depende del agua subterránea

CONSIDERACIONES ECONÓMICO–SOCIALES RELATIVAS AL MEDIO AMBIENTE COSTERO QUE DEPENDE DEL AGUA SUBTERRÁNEA

1. Valoración de los servicios ecosistémicos existentes o que han existido
2. Evaluación económica de la conservación y protección de los ecosistemas costeros que dependen del agua subterránea y de los beneficios que se derivan
3. Valor educativo, humano, sentimental y turístico
4. Utilización medioambiental natural o artificial del área costera en relación con las aguas subterráneas y su interés
5. Medio ambiente versus urbanismo en la protección del acuífero costero frente a la salinización

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

Sección 4. Cuestiones sociales y de gestión referentes a la salinización de acuíferos costeros en relación con las aguas subterráneas

ASPECTOS SOCIALES Y SOCIOECONÓMICOS

1. Importancia y papel social y económico del acuífero costero, a nivel local y de la región
2. Usos del agua extraída del acuífero costero y su evolución en función de la salinidad y otras presiones
3. Papel que ha jugado el acuífero costero en el desarrollo socioeconómico del área
4. Sustentabilidad de la explotación del acuífero costero en relación con la salinización y otros efectos
5. Daños socioeconómicos que puede producir o ha producido la salinización del acuífero

ASPECTOS DE GESTIÓN

1. Figuras de planificación y gestión del acuífero costero y general existentes
2. Aplicación de las figuras de planificación y gestión
3. Consideración de las interferencias entre captaciones en cuanto a profundidad del nivel del agua y salinización y su tratamiento

4. Consideración de los efectos diferidos y modo de abordarlos en la planificación y económicamente
5. Utilización de modelos de apoyo a la decisión y modelación de los efectos económicos y sociales
6. Consideración de los efectos del previsible aumento del nivel del mar y en su caso de la subsidencia del terreno a consecuencia de la explotación intensiva del acuífero
7. Medidas de gestión adoptadas, tanto desde el punto de vista de la recarga y la protección como del control de la oferta de agua y de influencia sobre la demanda
8. Posibilidad de uso mancomunado del acuífero y sus problemas y dificultades
9. Estado de derechos públicos y privados y su posible reconducción para una acción mancomunada
10. Acciones para mantener o compensar la recarga que depende de otros recursos de agua y de otras acciones
11. Conocimiento de la explotación real y su régimen así como de transacciones y comercio del agua subterránea

ASPECTOS INSTITUCIONALES

1. Instituciones existentes para la gestión y su capacidad de actuar
2. Instituciones de la sociedad civil y su importancia y capacidad de acción en la realidad
3. Comunidades de usuarios para la gestión de infraestructuras y su papel, en especial en relación con la salinización
4. Comunidades de usuarios de aguas subterráneas con interés en la gestión y conservación de los recursos de aguas subterráneas y el control de la salinización
5. Participación de otras instituciones públicas en la gestión en cuanto a su implicación en la demanda, costes y protección de sus intereses en relación con el uso del territorio
6. Estado de la gobernanza en cuanto al acuífero costero y en cuanto a la cuenca y áreas de recarga, con especial referencia a la salinización
7. Disposición de los usuarios al asociacionismo
8. Incentivos a introducir y barreras a superar para favorecer el asociacionismo con vistas al control, corrección y protección contra la salinización

ASPECTOS LEGALES Y ADMINISTRATIVOS EN RELACIÓN CON LA SALINIZACIÓN

1. Normativa específica existente de gestión y protección y su aplicación
2. Herramientas legales para la gestión y su aplicabilidad real
3. Peculiaridades del régimen de derechos y limitaciones a los mismos
4. Realidad de la recuperación de costes y de la utilización de recaudaciones económicas para compensar diferencias y cargas desproporcionadas y para compartir gastos y costear la observación, vigilancia y gestión
5. Acciones legales y administrativas para evitar y compensar daños debidos a las interferencias y salinización
6. Acciones legales y administrativas que permitan integrar el acuífero costero con los otros recursos de agua y su utilización como almacenamiento estacional o ante sequías con daño temporal recuperable
7. Medios para reconducir y sancionar situaciones anormales, de abuso o ilegales y su aplicación real
8. Regulaciones en cuanto a reinyección o vertido de salmueras residuales de desalinización y desalobración
9. Normativa y realidad en cuanto a la accesibilidad a los datos e información
10. Normativa que regula y limita la acción territorial para protección contra la salinización
11. Barreras administrativas que dificultan la adecuada gestión y gobernanza del acuífero costero en cuanto a la salinización
12. Consideración y actuación razonable frente a las disposiciones legales y derivadas de la Directiva Marco del Agua en cuanto a lograr una utilización razonable y socialmente deseable del acuífero costero

ASPECTOS ÉTICOS

1. Existencia de conciencia de que el acuífero costero y sus servicios son un patrimonio común a conservar para las generaciones presente futuras
2. Tasa de descuento ética para evaluar los bienes y servicios futuros en relación con las actuaciones presentes
3. Conciencia ciudadana de que lo que no se pague hoy y por los que se benefician de la acción lo pagarán otros o la comunidad actual o futura
4. Estado de transparencia en la gestión, en las actuaciones administrativas, información y en la obtención de los datos
5. Disposición a compartir los gastos y esfuerzos sociales asociados al uso de un acuífero costero
- 6 Conciencia y disposición a redistribuir los beneficios sociales netos dentro del conjunto afectado

COMENTARIOS GENERALES Y DE RESUMEN

A1. Anejo de referencias y documentos de consulta

Aportar en lo posible referencias a publicaciones, documentos e informes que ayuden a conocer mejor lo que se presenta en el cuestionario y en lo posible aquellos que se puedan transferir electrónicamente

A2. Anejo de personas e instituciones de contacto

En lo posible dar nombre, institución, correo electrónico y las indicaciones que se crean de interés

Capítulo 11.

Conclusiones.

El comportamiento hidrogeológico de los acuíferos costeros es complejo. A los problemas asociados a la naturaleza de los acuíferos en general según su génesis y condiciones, se une la de la penetración natural o inducida por las extracciones o disminución de la recarga de la cuña de agua salada y la formación de conos ascensionales salinos bajo las captaciones y áreas piezométricamente deprimidas.

Tanto la existencia de agua marina o mezcla entre agua dulce y agua marina como su movimiento depende en gran manera de las heterogeneidades a nivel de detalle, tanto en horizontal como en vertical. Este detalle es raramente conocido salvo en unos pocos casos de estudios con numerosos y en general costosos reconocimientos geofísicos y mediante perforaciones, apoyados en consideraciones geohidroquímicas e isotópicas ambientales. Tales son los casos del Delta del Llobregat y de parte del Delta del Andarax y con detalle muy avanzado pero aún no profundo, el de los acuíferos del Campo de Dalías-Sierra de Gádor. Pero aún existe una complicación adicional, esencial y que no siempre es intuitiva, que la gran importancia de las variaciones de densidad del fluido, aunque sean a veces sutiles, y como la profundidad es una variable determinante del comportamiento.

La distribución en horizontal y en la vertical de la densidad es poco conocida en la mayoría de casos y es difícil de cuantificar. También la forma y condiciones de contacto entre el acuífero y el mar juegan un nota-

ble papel, pero suelen ser mal conocidas, en especial cuando dicho contacto se realiza submarinamente.

Muchos de estos aspectos requieren una formación y conocimiento que puede que no dominen los propios hidrogeólogos, que con frecuencia no tienen los gestores del agua ni los planificadores y que rara vez tienen los usuarios. Para muchos puede resultar difícil entender las variaciones de un sondeo a otro cercano o del agua extraída de un pozo respecto a otro próximo, o que en la costa o sus inmediaciones haya agua salobre por mezcla con agua marina a alturas algo superiores a la del nivel medio del mar local. Por otro lado, el nivel medio del mar local puede a su vez diferir significativamente en cuanto a las relaciones agua dulce-agua salada del nivel topográfico cero de referencia altimétrica y esto muchas veces no se tiene en cuenta o es desconocido.

El conocimiento científico de los principios básicos cuantitativos está bien desarrollado, aunque su aplicación sea después complicada por la heterogeneidad de detalle, en general mal conocida. El modelo conceptual de funcionamiento del acuífero o sistema acuífero costero debe poder reflejar al mismo tiempo el comportamiento general y los detalles de la zona afectada por la salinidad marina y ha de ser validado con el apoyo de los datos de niveles piezométricos y salinidades y los hidroquímicos e isotópicos ambientales. Actualmente se dispone de códigos y capacidad de cálculo suficientes para construir modelos de simulación del compor-

tamiento piezométrico, de la salinidad y los cambios iónicos que se producen. Pero la herramienta cuantitativa a emplear en cada caso debe ser proporcionada a su relevancia económica y social. Así, en algunos casos simples cálculos basados en la Ley de Darcy pueden bastar, junto con un balance de agua.

El estudio hidrogeoquímico de los datos permite con frecuencia determinar de forma sencilla qué tipo de proceso está produciéndose, como intrusión estable, en progreso o en retroceso o cuál es el origen de la salinización que se observa. La salinización del agua de un acuífero costero no siempre es de origen marino actual, sino por ejemplo de agua marina antigua o aguas muy evaporadas (caso del Empordà), existencia de sales solubles en el terreno (situaciones frecuentes en el sudeste español) o climático por aridez (casos del Campo de Níjar, Lanzarote, Fuerteventura y Sur de Gran Canaria). Los problemas de salinidad en el acuífero costero del Campo de Cartagena son predominantemente debidos a retornos de riego con una aportación adicional de infiltración de parte de los retornos de las plantas de desalinización de aguas salobres locales (desalobración).

Para el conocimiento de un acuífero o sistema acuífero en general es esencial disponer de un balance de agua subterránea en las condiciones actuales o en las que se desee estudiar el comportamiento, que tenga en cuenta las relaciones con las aguas superficiales y con otros acuíferos y que evalúe los cambios en el agua almacenada o reservas. En el caso de un acuífero costero el balance es necesario para conocer la descarga de agua continental o insular al mar, que se produce mezclada con agua marina. Pero como el objeto de interés es el agua dulce, se hace necesario separar en el balance el agua dulce del agua salada y mezclada, tanto en los flujos como en las reservas. Esto último es un aspecto difícil conceptualmente y que requiere una información de la que no se suele disponer y que por lo tanto debe deducirse. La modelación numérica del flujo y del transporte de la salinidad son poderosas herramientas, al alcance de instituciones con personal entrenado y suficiente, pero que puede ser excesivo a nivel que pequeños acuíferos costeros. En estos casos hay que recurrir a cálculos simplificados. De todos modos, cualquier cuantificación, desde las más sencillas hasta los modelos más sofisticados requieren datos adecuados, los que rara vez están disponibles en los acuíferos costeros.

La realización de los balances de agua y de los balances de agua subterránea requiere conocer todos y cada uno de los términos para así apreciar el error de cierre. Por otro lado hay que considerar las incertidumbres de cada uno de los términos, para poder dar los resultados de interés para la planificación y las actuaciones con su margen de variación. La determinación de algunos términos de interés por diferencia, lo que suele ser inevitable en la práctica, acumula en ellos las incertidumbres, según la ley de propagación de errores, lo que hace que puedan ser en exceso indefinidos, con lo que las decisiones que se tomen con los mismos pueden ser equivocadas. Por eso se deben incorporar diversos modos de estimación lo más independientes entre sí, lo que ayuda mucho a constreñir la variabilidad. Sin embargo, los diferentes métodos posibles no dan resultados espacial y temporalmente equivalentes en caso de que fuesen precisos y eso debe ser tenido en cuenta. Todo esto rara vez se explicita en los balances que se suelen realizar, en general por no haberse considerado. Tiene especial relevancia en los acuíferos costeros.

Uno de los puntos débiles comunes, aunque con excepciones, es la determinación de la recarga a los acuíferos costeros y sus variaciones espaciales y temporales. Es un componente importante de la disponibilidad de recursos de agua subterránea, de la que dependen las distribuciones posteriores de recursos. En muchas situaciones de relieves acentuados, esta recarga es independiente de la explotación, pero en otras no es así, en especial en zonas llanas, como las planicies costeras, de modo que su valor medio no es fijo sino dependiente de las condiciones. Esto último no se considera en general. No obstante, es bien conocida la dificultad e incertidumbre de la evaluación de esa recarga, que se acentúa si se considera que se trata de áreas montañosas, frecuentemente carbonatadas, en clima predominantemente semiárido, que es caso de la costa mediterránea y las islas españolas.

Las descargas apenas se evalúan ya que en muchos casos no se dispone de aforos a la salida de los cauces, principalmente barrancos, ni en los manantiales principales. Con ello, no puede hacerse la comprobación de que los balances son correctos tras evaluar independientemente todos los componentes. Esta es una situación que no sólo sucede en las costas españolas sino que es la común en gran parte de lugares costeros a nivel mundial y lo es en el Mediterráneo, donde a lo largo de la periferia continental e insular las condiciones son similares a las españolas.

El buen conocimiento y la correcta planificación hidrológica de los acuíferos costeros dependen de que se tengan datos adecuados. Es una tarea complicada y costosa en un acuífero costero. Por lo tanto es importante que se haga al nivel requerido en función de la importancia económica y social y la relevancia de las implicaciones ecológicas. Estos datos son por un lado los parámetros hidrogeológicos (incluyendo los hidráulicos) y los que permiten definir las condiciones geométricas y de relaciones, mediante estudios y reconocimientos, y las redes de observación de las variables que condicionan la precisión adecuada de los balances hídricos. En el caso de los acuíferos costeros hay que sumar aquellos datos que informan del transporte de la salinidad y los cambios de la composición química que afectan al medio ambiente y al uso del agua, en especial para abastecimiento humano y para riego. En acuíferos costeros de gran importancia, como es el caso de los deltas de La Tordera, del Llobregat y del Ebre, en los del Campos de Cartagena y de Dalías, y en las islas, está justificado y se requiere un notable esfuerzo, en general mayor que el que se realiza habitualmente. En cambio, en los pequeños acuíferos no se justifica económicamente una gran inversión de conocimiento y observación. Apenas hay experiencia sobre cómo definir cuál es el nivel de estudio y observación adecuados, en función del interés e importancia socio-económica y de cumplimiento "apropiado y proporcionado" de cada caso.

La realización de estudios y la instalación y mantenimiento de redes de observación, al nivel apropiado es en parte la responsabilidad de las Autoridades del Agua, como tarea propia de infraestructura de conocimiento, de cumplimiento de las obligaciones legales y de órgano regulador y de conservación del medio ambiente. Esto puede ser costado con presupuestos generales del Estado o Autonómicos, aunque es deseable que participen los usuarios y se involucren. Pero los estudios y observaciones de detalle para la correcta gestión han de ser realizados por los usuarios, como receptores de los beneficios. La puesta en práctica requiere que los usuarios se organicen y constituyan instituciones comunitarias. Las realizaciones en los acuíferos costeros españoles son escasas y la participación en los costes pequeña o inexistente. La realidad en España es que tras un periodo entre 1965 y 1990 de una razonablemente buena actividad pública de estudio y observación, posteriormente ha ido decayendo de modo que en muchos casos es testimonial. En Gran Canaria y Tenerife las mediciones y determinaciones semestrales o anuales básicas, según establecen

las normas de los respectivos planes hidrológicos, las deben realizar y aportar los propios usuarios.

En el marco de la planificación del agua del territorio español y de las demarcaciones hidrográficas (fluviales), en las condiciones hidrogeológicas más comunes en España, los acuíferos costeros en contacto directo y extenso con el mar son una pequeña porción del territorio, cuya problemática se diluye entre la del área total. Esto es cierto incluso para numerosas masas de agua subterránea (MASb) costeras. Hay algunas excepciones por su gran extensión, como son el Delta de l'Ebre (Ebro) y la Plana de Castelló. Sin embargo, desde un punto de vista de la importancia poblacional y de las actividades humanas, muchos acuíferos costeros tienen gran importancia como fuente de agua, como reserva para puntas de demanda y como reguladores de variaciones de otros aportes de agua. Tal sería la situación en el Delta de La Tordera, Delta del Llobregat, Plana de Castelló, La Marina Alta d'Alacant (Alicante), Campo de Dalías, diversas áreas de Mallorca y Eivissa (Ibiza), extremos de Menorca y SE de Gran Canaria. En otros casos hubo en el pasado serios problemas de salinización, como en Calafell-entorno de Tarragona-Camp de Tarragona y en la Plana de Oropesa-Torreblanca.

A nivel de detalle, los puntos y pequeñas áreas costeras con problemas de salinización temporal o permanente son muy numerosos, por exceso de extracciones, proximidad al mar o exceso de profundidad, o una combinación de las mismas, y también en muchos casos por mal diseño y estado de conservación de los pozos. En estos casos, la existencia de sondeos, pozos y drenes con incremento de salinidad, unas veces indica un estado de salinización general del acuífero costero en el que están, pero muchas otras veces se trata de situaciones puntuales que no reflejan el estado general, pero que han transmitido y transmiten el mensaje de una degradación generalizada que cabe que no responda a la realidad.

En la costa española se tiene una larga experiencia de utilización de los acuíferos costeros, de tres a cinco décadas según los casos, unas veces con cierto control, pero en general descontrolada y oportunistas, en ambiente desarrollista depredador. Tales son los casos, entre otros, del entorno de Barcelona el periodo 1940-1970, entorno de Tarragona en el 1970-1990, Costa Brava entre 1970 y 1995, diversas áreas turísticas del sudeste y de Baleares en 1980-2000 y que persiste, al menos en parte, Este de Gran Canaria desde 1960 y

Campo de Dalías desde 1980, que persiste. En los casos en que la presión de extracción de agua subterránea ha disminuido por abandono de pozos a causa de una combinación de salinización excesiva y aporte de otros recursos de agua, se ha visto una relativamente rápida recuperación de acuíferos en el sentido de disminución o desaparición de la salinidad. En acuíferos pequeños con materiales de alta transmisividad la recuperación es incluso estacional, de modo que tras las puntas de extracción estivales se produce una vuelta a un estado seminatural antes de la primavera siguiente. Tal es la experiencia de la Costa Brava, del Río Verde de Almuñécar y otros acuíferos granadinos y malagueños. En el acuífero de La Vall d'Uixó-Moncofa, en la Plana de Castelló, de mayor tamaño, también se observan recuperaciones relativamente rápidas, lo mismo que se ha observado en los deltas del La Tordera y del Besós, en Baix Francolí y posiblemente en la parte costera del Camp de Tarragona. Pero en general se trata de observaciones no cuantificadas y que pueden mostrar evoluciones en las observaciones, las que no se producen tan rápidamente en el acuífero.

La salinización de los acuíferos tiene costes a los usuarios y a la sociedad, que se suman a los comunes de la explotación del agua subterránea. Desde el punto de vista doméstico, urbano e industrial, el notable incremento de la corrosión de dispositivos, instalaciones y conducciones, que implica frecuentes averías, fallos y fugas y una corta vida útil, es un importante coste. Fue un serio problema en Tarragona y su entorno y en Palma de Mallorca, la Marina Alta de Alicante (Alacant) y Telde (Gran Canaria) y lo sigue siendo en Ciutadella, Eivissa (Ibiza) y otros lugares de las Baleares. Además, en estos lugares fue y en parte continua siendo un problema de salud pública, ya que para bebida y cocinado se requiere adquirir agua embotellada. También tiene costos para la agricultura, bien sea por la disminución de cosechas y a veces de su calidad y la necesidad de adquirir agua de buena calidad para mezclar o producir lavados del suelo, además de los costes patrimoniales de pérdida de productividad del suelo cuando se ha regado continuamente con aguas con exceso de salinidad y de sodio. Puede hacerse una estimación del coste de la salinización por el coste que tendría el agua importada de las fuentes existentes (traída lejana de agua comprada, desalinización de agua de mar) que permitiese rebajar la salinidad de los pozos locales a los valores requeridos, o el coste de desalobración del agua disponible con tecnología de membranas.

La legislación de aguas española apenas considera a los acuíferos costeros y se refiere a los mismos principalmente a través de la necesidad de conseguir el buen estado cuantitativo y cualitativo y los requisitos que se deriven de la planificación hidrológica. Pero sigue manteniendo las disposiciones en cuanto a los acuíferos declarables y declarados "sobreexplotados", aunque sin concretarlas a los acuíferos costeros. La planificación hidrológica tampoco tiene indicaciones específicas en cuanto a los acuíferos costeros, salvo el cumplir con lo legislado. Las consideraciones específicas quedan para cada plan hidrológico. La legislación no contiene unas normas de construcción de pozos, reclamada por los hidrogeólogos de la administración del agua y muchos usuarios desde hace cuatro décadas. Estas normas son de especial importancia para los acuíferos costeros. Con ellas y su aplicación podrían evitarse muchos problemas de salinización.

La legislación tiene una clara orientación medioambiental que considera la existencia de humedales costeros y las aguas litorales. En la aplicación y desarrollo a través de los planes hidrológicos se tienen en cuenta los humedales que dependen en mayor o menor intensidad del agua subterránea y se evalúa la descarga de agua subterránea, pero no se analiza en detalle ni se identifican ni valoran los servicios ecológicos ni su estado. Posiblemente es un detalle excesivo y que corresponde a estudios específicos. No parece tenerse en cuenta el efecto de la descarga de agua subterránea a lo largo de la costa y su efecto en las características y el estado de las aguas litorales en cuanto a salinidad y nutrientes y su influencia en la productividad biológica, que incluye las especies piscícolas y de mariscos de interés comercial o en la aparición de algas que enturbian y pueden dar acumulaciones orgánicas o a ciertas plagas, como las de medusas y microalgas. Hay estudios al respecto en el Delta de l'Ebre y en la Albufera de Valencia. Durante 2016 ha tenido importancia la degradación del Mar Menor, de gran repercusión social y mediática y que en parte es atribuible a la descarga difusa de nutrientes a lo largo del litoral con el Campo de Cartagena.

La planificación hidrológica de las MASb costeras está orientada principalmente a la consecución del buen estado cuantitativo y cualitativo de los acuíferos. Por un lado ha de considerarse que la intrusión marina sea estable en una cierta posición y por otro que la salinidad producida por la explotación se recupere a niveles razonables y compatibles con un cierto uso del acuífero. Únicamente en los planes hidrológicos de Cataluña

y en especial de la Demarcación Hidrográfica del Júcar se considera la necesidad de descarga de agua continental al mar, cualitativamente en el primer caso y con una aproximación cuantitativa en el segundo, y ello en función de la ubicación de los pozos de captación existentes y con preferencia por los destinados al abastecimiento humano. Esta descarga al mar se considera como algo asimilable a los caudales ecológicos de los ríos, aunque no sea equivalente el concepto. Esto comporta que son caudales a restar a la disponibilidad total de agua subterránea, previamente a la atribución posterior de recursos.

La variabilidad temporal de la disponibilidad de agua subterránea no se considera más que como una constatación, excepto allí donde se dispone de algún modelo de simulación no estacionaria. El gran número de acuíferos costeros existentes no ha permitido un análisis de detalle de las variaciones estacionales y anuales y posiblemente no tenga sentido hacerlo en muchos de ellos, salvo empleando métodos analíticos simplificados. No obstante es algo que debe considerarse, si no a nivel de cuenca, sí a nivel de acuífero, para que el mismo pueda jugar el papel regulador de los recursos que permita optimizar el conjunto de recursos de forma adecuada a la demanda y a las necesidades ambientales.

La posición de las Autoridades del Agua tiene dos vertientes. Una es la administrativo-legal en cuanto al cumplimiento de lo dispuesto por la Ley de Aguas, los planes hidrológicos y lo que en su caso establezcan la Autoridades del Medio Ambiente, aunque en general esto último no suele afectar a las aguas subterráneas y sólo marginalmente a la parte en que la hidrogeología costera afecta a los humedales costeros. Cabe argumentar que lo dispuesto por la DMA y reflejado en la normativa española no es lo más adecuado para el adecuado aprovechamiento –que respete los valores ambientales– y la buena gestión de los acuíferos costeros dentro de un sistema integrado de recursos de agua, aunque no se conocen estudios afinados al respecto.

Para cumplir con las exigencias europeas de conseguir el buen estado cuantitativo y cualitativo de la MASb, tras una caracterización del estado actual se han delineado actuaciones. Para la caracterización se han usado los datos disponibles, algunos antiguos de épocas en que el IGME y el SGOP observaban redes en algunos acuíferos, con escasos datos recientes y de baja densidad en general en cuanto se refiere a la

salinidad. Por esa razón, la cualificación del estado de muchos acuíferos es insegura, tanto con sobrevaloración como con infravaloración.

Las actuaciones públicas diseñadas han sido en buena parte evasivas, en especial en acuíferos pequeños o poco conocidos o sin una presión socioeconómica de gran magnitud. Esta actuación evasiva ha consistido, por un lado, en forzar el abandono del uso del acuífero o de parte del mismo con normas sencillas de distancia a la costa o de reducción, incluso clausura, de la extracción al superarse cierta salinidad. Por otro lado se ha favorecido la aportación de nuevos recursos de agua, a veces con la obligación de cese de las extracciones del acuífero. Estos nuevos recursos de agua han sido la importación desde nuevas áreas externas y lo que en Canarias se llaman aguas industriales, o sea desalinización de agua marina en la costa y aplicación de agua regenerada a partir de efluentes urbanos.

En muchos casos, la aportación de agua industrial ha sido priorizada en los planes hidrológicos, en especial en Canarias y el sudeste peninsular, incluso con precios públicos (tarifas en su caso) notablemente subsidiados con respecto al coste total. La reubicación de pozos en áreas más alejadas de la costa o la deslobración de agua subterránea se ha dejado en general a la iniciativa privada. En el caso especial de Canarias y en particular en el de Tenerife, lo que parece un exceso de prudencia y respeto a la normativa, está dando lugar a posibles problemas de disponibilidad de agua en un futuro no lejano y a que la iniciativa privada haya perdido en gran manera su disposición a invertir para resolver el problema con rapidez, eficacia y un retorno económico razonable. Incluso la propia Cámara Insular de Aguas de Tenerife, formada mayoritariamente por explotadores del agua subterránea, está actualmente más interesada en el agua industrial que en el agua subterránea, la que se denomina localmente agua “blanca”. La utilización de las aguas dulces de los acuíferos costeros decayó claramente en el entorno del año 2000 y sigue su declive, incluso en las áreas de mayor interés, donde el nivel de estudio y mantenimiento de la observación ha ido decayendo notablemente.

Las peculiaridades de funcionamiento, explotación, requisitos ambientales y condiciones socio-económicas de cada acuífero costero hacen a cada caso singular, sin que se puedan transferir de forma simple los conocimientos de otras áreas. Únicamente es posible definir condiciones generales en cuanto a salvaguardar y usar correctamente un patrimonio natural y los

servicios ecológicos asociados y evitar el deterioro de la calidad del agua y de los suelos agrícolas regados. La gestión ha de ser local, con lo que el centro de gravedad de la misma se desplaza de la Autoridad del Agua general a los propios usuarios bajo unas determinadas normas consensuadas –que son parte de la gobernanza– y un órgano superior regulador pero no ejecutor. La experiencia existentes son muy pocas, no sólo a nivel español sino mundial. Las CUAS (Comunidades de Usuarios Aguas Subterráneas) parecen un marco adecuado, como tales o con un carácter más amplio, extendido a los diferentes recursos de agua disponibles o que se puedan aportar. La CUADLL (del Baix Llobregat), en funcionamiento desde 1975, es un buen ejemplo, así como las más recientes, como las existentes en La Vall d'Uixó, Campo de Cartagena, Campo de Níjar y Campo de Dalías en cuanto a acuíferos costeros, con distintos nombres y estatutos adecuados a sus fines particulares. Aunque la administración del agua tiene un papel superior en la gestión general a través de los Planes Hidrológicos, la capacidad de proteger al medio ambiente y sus servicios ecológicos y la relación con otros ámbitos sectoriales, y debe ejercerlo, no ha de secuestrar la libertad y movilidad de las CUAS ni estas secuestrar a la administración cuando tienen gran poder de presión social.

No siempre es sencillo convencer a los usuarios regantes con agua subterráneas propias para que formen CUAS, incluso en áreas en que existe una buena estructura comunitaria para venta y distribución de sus productos y para las adquisiciones. Esto sucede en áreas con abastecimiento de aguas superficiales o de aporte externo pero con fallos en el suministro por sequías u otras circunstancias. Parte de los agricultores tienen pozos para riego complementario y explotación en caso de fallo del suministro. Los propietarios de pozos con derechos propios a consecuencia de la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985, tiene una ventaja comparativa con respecto a los que carecen de ellos al disponer de agua garantizada y en su caso poder vender los excesos a sus vecinos. Por lo tanto no suelen estar dispuestos a que sus pozos sean gestionados comunitariamente a menos de compensaciones adecuadas.

La complejidad del funcionamiento de un acuífero costero no es algo que se pueda difundir a la población, pero sí los principios generales simplificados. Los usuarios de un acuífero costero, en sentido lo más amplio posible, los deben conocer para que los resultados de la gestión sean buenos y que los derechos

y obligaciones colectivas e individuales sean no sólo entendidos sino también asumidos. La experiencia real en este campo es casi inexistente.

Se dispone de numerosos métodos de gestión de acuíferos costeros de tipo estructural, muchos de ellos bien experimentados, pero hay menos y no tan experimentados métodos no estructurales. Los más llamativos y comentados, como las barreras y la recarga artificial, son costosos y de instrumentación difícil y en especial de diseño muy dependiente de las condiciones locales, los objetivos y el modo de explotación del acuífero, además que de suelen no considerar adecuadamente los aspectos ambientales. Con frecuencia las actuaciones sencillas son eficaces, pero poco espectaculares, con lo que no suelen atraer los recursos legales, humanos y económicos que se requieren para su implementación, sobre todo si los resultados son diferidos. Los métodos no estructurales suelen ser los más eficaces a medio plazo pero suponen limitaciones que social y políticamente requieren durabilidad. Pueden crear focos de rechazo. Por eso la Autoridad del Agua prefiere actuaciones infraestructurales que mantengan los usos de agua establecidos o con correcciones menores, en general aporte de agua suplementaria e incluso substitutoria, más costosos y menos eficaces, que pueden y suelen necesitar subvenciones que pueden no ser sustentables y que retrasan un posiblemente necesario cambio de paradigma de uso del agua.

En la explotación de los acuíferos costeros se tienen aspectos éticos y morales específicos, además de los que se consideran en la explotación intensiva de las aguas subterráneas en general. Los más obvios son los relacionados con la salinización. Si bien la salinización de un pozo puede ser debida a la formación de un cono ascensional bajo el mismo, afectando únicamente al que capta el agua, puede tener efectos sobre los usuarios de esa agua, si son otros, cuando estos usuarios no tienen acceso a otra fuente de agua, por no existir o por razones de exclusividad. Por lo tanto, el que capta tiene el deber de hacerlo de modo a evitar perjuicios a esos terceros. Pero el aumento de la explotación de un acuífero costero normalmente incrementa el riesgo de salinización de los otros usuarios y en la línea de lo antes expuesto, que los usuarios finales puedan sufrir una pérdida de calidad del agua que usan.

Los acuíferos costeros, además de una fuente de agua dulce para abastecimiento e industria, pueden ser una fuente de agua salada o salobre para desalinizar o

desalobrar. Cada vez son más numerosas las plantas desalinizadoras que toman el agua marina a través del acuífero mediante pozos costeros, cuando las condiciones hidrogeológicas son favorables y se pueden captar los caudales requeridos. La gran ventaja es que el agua está libre de sólidos en suspensión y de microorganismos y está menos influenciada por la marea y por los cambios esporádicos del nivel del mar. Pero no es sencillo tomar agua marina propiamente dicha, sin que incorpore una fracción de agua dulce continental. Esto supone una merma de los recursos de agua dulce del acuífero. Por otro lado se pueden producir cambios en la composición química que sean molestos al funcionamiento de la planta o que incluso obliguen a cierto pretratamiento. Tal puede ser el aumento de dureza y de alcalinidad, o de sílice disuelta en formaciones volcánicas. La desalinización (deslobración) del agua salobre subterránea es energéticamente más económica, pero los recursos son más limitados y variables a medida que progresa la explotación, lo que va encareciendo el proceso. En ambos casos, la explotación del agua salada o salobre afecta a las condiciones hidrodinámicas del acuífero y mientras esto puede ser favorable para evitar la salinización de pozos y drenes más hacia el interior, puede suponer empeoramientos

en las captaciones próximas. Por esta razón las Autoridades del Agua no suelen ser favorables a conceder autorizaciones de extracción de agua salina o salobre de los acuíferos costeros.

La desalinización, desalobración y regeneración de aguas usadas son energéticamente intensivas y por lo tanto costosas por lo cara que es la energía eléctrica en España respecto a otros países europeos y por sus rápidos aumentos de precio, que presumiblemente aumentarán más deprisa que el índice de coste de la vida.

La desalinización y la deslobración generan un caudal importante de rechazo, entre el 15% y el 50% del caudal de alimentación de la planta, según la salinidad inicial y de funcionamiento de las plantas. Este rechazo es desde agua salina hasta una salmuera, que hay que evacuar de forma que no degrade al ambiente ni a otros recursos de agua. Esto tiene un coste elevado que en ocasiones no es considerado. Los vertidos ocasionales o sistemáticos, muchas veces ilegales, directa o indirectamente al acuífero, son causa de numerosos problemas, como los que existen en el Campo de Cartagena o en la costa oriental de Gran Canaria.